5°CIH

Congresso Internacional de Hidrosssedimentologia

ANAIS

Comissão Organizadora

André Luís Sotero Salustiano Martim (Presidente)
Cristiano Poleto
Patrícia Diniz Martins
Hugo Moraes de Alcântara
Ibraim Fantin da Cruz

ANAIS
do 5º Congresso Internacional de Hidrossedimentologia

2025

Copyright © **2025,** *by Imagem Gráfica & Editora*
Direitos Reservados em 2025 por Imagem Gráfica & Editora
Organização Geral da obra: Martim, André Luís Sotero Salustiano; Poleto, Cristiano; Martins, Patrícia Diniz; Alcântara, Hugo Moraes de. V; Cruz, Ibraim Fantin da.
Capa e Diagramação: Cícero Manz Fagotti
Revisão: Silvia Antoni
Editor: Cristiano Poleto

Anais do 5° Congresso Internacional de Hidrossedimentologia [livro eletrônico]: resumos e artigos completos / organização: André Luís Sotero Salustiano Martim... [et al.]. - Toledo, PR: Gráfica Imagem, 2025.

PDF

Vários autores.

Outros organizadores: Cristiano Poleto, Patrícia Diniz Martins, Hugo Moraes de Alcântara, Ibraim Fantin da Cruz.

Bibliografia.

ISBN 978-65-87570-29-7
240p.: il.;

1. Artigos - Coletâneas 2. Sedimentos (Geologia) 3. Meio ambiente I. Martim, André Luís Sotero Salustiano. II. Poleto, Cristiano. III. Martins, Patrícia Diniz. IV. Alcântara, Hugo Moraes de. V. Cruz, Ibraim Fantin da. VI. Título.

25-291325 CDD:551

Título. Índices para catálogo sistemático: 1. Hidrossedimentologia : Geologia
Aline Graziele Benitez - Bibliotecária - CRB-1/3129

É AUTORIZADA a livre reprodução, total ou parcial, por qualquer meio, sem autorização escrita do Editor ou dos Organizadores.

Comissão Organizadora

Dr. André Luís Sotero Salustiano Martim (Presidente)
UNICAMP

Dr. Cristiano Poleto
IPH/UFRGS

Dra. Patrícia Diniz Martins
UFTM

Dr. Hugo Moraes de Alcântara
UFCG

Dr. Ibraim Fantin da Cruz
UFMT

Comissão Científica

Adelmo Lowe Pletsh
UTFPR

Álvaro José Back
EPAGRI/SC

André Luís Sotero Salustiano Martim
UNICAMP

Carlos Nobuyoshi Ide
UFMS

Cíntia Soares
UFSC

Claudia Telles Benatti
UEM

Cristiano Poleto
IPH/UFRGS

Edson Campanhola Bortoluzzi
UPF

Fernando Neves Lima
UNIFEI

Fernando Periotto
UFSCAR

Francisco Lledo dos Santos
UNEMAT

Geraldo De Freitas Maciel
UNESP

Gerson Salviano de Almeida Filho
IPT

Gilberto Loguercio Collares
UFPEL

Gustavo H. Merten
University of Minnesota

Hugo Moraes de Alcântara
UFCG

Ibraim Fantin da Cruz
UFMT

Jean Paolo Gomes Minella
UFSM

Joel Dias da Silva
FURB

José Carlos de Araújo
UFC

Jose Gilberto Dalfré Filho
UNICAMP

Jose Anderson do Nascimento Batista
UNICAMP

José Augusto Costa Gonçalves
UNIFEI

Luis Eduardo A. S. Suzuki
UFPEL

Marcelo De Oliveira Latuf
UNIFAL

Unifal Marcelo Giovanela
UCS

Márcia Maria Guimarães
UNIMONTES

Renato Miranda
USP

Simone Andrea Furegatti
UNESP

Patrícia Dalsoglio Garcia
UNICAMP

Patrícia Diniz Martins
UFTM

Pedro Cunha
ANA

Ricardo Perobelli Borba
IG/UNICAMP

Tiago Zenker Girelli
UNICAMP

ORGANIZAÇÃO

UNICAMP

UFRGS
UNIVERSIDADE FEDERAL
DO RIO GRANDE DO SUL

UFCG
SUPRA OMNES LUX LUCES

UFTM
Universidade Federal
do Triângulo Mineiro

UNIVERSIDADE FEDERAL
DE MATO GROSSO

REALIZAÇÃO

GRUPO DE PESQUISA SISAAU SISTEMAS SUSTENTAVEIS APLICADOS A ÁREAS URBANAS

IASWS
International Association for
Sediment Water Science

PATROCÍNIO

OVERTECH®
Soluções Tecnológicas

CAPES

GOVERNO FEDERAL
BRASIL
UNIÃO E RECONSTRUÇÃO

PARCEIRO

Clean®
Environment Brasil

APOIO

A&A Revista Ambiente & Água
An Interdisciplinary Journal of Applied Science

ProfÁgua

| SUMÁRIO |

CONECTIVIDADE HIDROSSEDIMENTOLÓGICA LONGITUDINAL NO RIO SANTO ANASTÁCIO, OESTE PAULISTA, BRASIL 12

DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DOS SEDIMENTOS FLUVIAIS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CUIABÁ, DO PLANALTO AO PANTANAL 18

INFLUÊNCIA DO ASSOREAMENTO NA PROPAGAÇÃO DE INUNDAÇÕES: ANÁLISE HIDRODINÂMICA E AVALIAÇÃO DO ÍNDICE DE PERIGO NA BACIA DO RIO JUNDIAÍ..... 25

LIMITAÇÕES DO DESASSOREAMENTO ISOLADO: ESTUDO DE CASO NA MICROBACIA DO CÓRREGO DO CUSTODINHO (MG) 28

ECONOMIA CIRCULAR E SEDIMENTOS HÍDRICOS: UMA ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA SOBRE O ESTADO DA ARTE EM REUSO E VALORIZAÇÃO 34

EVOLUCIÓN DEL MONITOREO DE LA EROSION COSTERA EN EL EMBALSE DE ITAIPU (MARGEN DERECHA) 41

CONTRIBUIÇÃO DO TERRACEAMENTO NA REDUÇÃO DA INUNDAÇÃO DA ÁREA URBANA DE XANXERÊ (SC) 45

VULNERABILIDADE E ANÁLISE DOS PROCESSOS EROSIVOS NA UNIDADE DE GERENCIAMENTO DOS RECURSOS HÍDRICOS 20 (PEIXE) EM PRESIDENTE PRUDENTE/SP 51

MONITORAMENTO HIDROSSEDIMENTOLÓGICO EM LAVOURAS COM E SEM TERRAÇOS AGRÍCOLAS NO PARANÁ 54

ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM BACIAS HIDROGRÁFICAS COM E SEM TERRAÇOS SOB SISTEMA PLANTIO DIRETO NO PARANÁ..... 57

MAPEAMENTO QUALITATIVO DE ÁREAS POTENCIAIS DE GERAÇÃO DE SEDIMENTOS: ESTUDO DE CASO DA SUB-BACIA DA BARRAGEM DA LAGOA DO NADO EM BELO HORIZONTE - MG 60

AVALIAÇÃO DO TRANSPORTE DE SEDIMENTOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOURO, NA PENÍNSULA IBÉRICA..... 65

DISTRIBUIÇÃO GRANULOMÉTRICA DO SEDIMENTO ERODIDO EM ENCOSTA CULTIVADA EM PLANTIO DIRETO COM E SEM TERRAÇOS 68

CALIBRAÇÃO E AVALIAÇÃO DE PERDA DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JUNDIAÍ, SP 71

PROGNÓSTICO DE FRAGILIDADE AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DA REPRESA ALAGADOS - PARANÁ..... 75

CÁLCULO DE VOLUME ERODIDO POR MEIO DE MODELAGEM AEROFOTOGRAMÉTRICA COM PIX4D 79

USO DE SUMPS PARA A CONTENÇÃO DE SEDIMENTOS DA MINA DO SAPO EM CONCEIÇÃO DO MATO DENTRO NA BACIA DO RIO SANTO ANTÔNIO-MG 81

AVALIAÇÃO DA CONECTIVIDADE ESTRUTURAL DOS SEDIMENTOS USANDO O ÍNDICE NDVI COMO FATOR DE VARIAÇÃO DA IMPENDÂNCIA 85

ANÁLISE QUANTITATIVA E TEMPORAL DE PRODUÇÕES CIENTÍFICAS RELACIONADAS A SEDIMENTOS 89

TERATOLÓGIAS EN DIATOMEAS BENTÓNICAS A PARTIR DE NÚCLEOS DE SEDIMENTOS DEL EMBALSE PASTO GRANDE, MOQUEGUA, PERÚ 91

IMPACTO DA DRENAGEM SUSTENTÁVEL EM ÁREA PASSÍVEL A ALAGAMENTOS EM RIBEIRÃO PRETO/SP 96

MODELAGEM DA VAZÃO EM FUNÇÃO DA PRECIPITAÇÃO E DO NÍVEL HIDROMÉTRICO EM PORTO PRIMAVERA/SP 99

AVALIAÇÕES GEOTÉCNICAS EM ATRATIVOS GEOTURÍSTICOS, MORRO DO CARECA E ÁREAS ADJACENTES - RN 104

ANÁLISE DE PRECIPITAÇÃO E DE ENERGIA DE ONDA EM RELAÇÃO A SEDIMENTAÇÃO 109

SOLUCÃO ESTRUTURAL APLICADA NA CONTENÇÃO DA EROSÃO COSTEIRA: CASO DA PRAIA DE CONCEIÇÃO DA BARRA - ES 112

INFRAESTRUTURA VERDE E HIDROSSEDIMENTOLOGIA URBANA: SOLUÇÕES BASEADAS NA NATUREZA PARA CONTROLE DE EROSÃO E SEDIMENTOS EM CIDADES CONTEMPORÂNEAS 120

O TRANSPORTE DE SEDIMENTOS PARA O AÇUDE SOBRAL NO MUNICÍPIO DE SOBRAL NO ESTADO DO CEARÁ 126

ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DA DESCARGA SÓLIDA AFLUENTE AOS RESERVATÓRIOS DA BACIA DO RIO PARANAÍBA: EFEITOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS 130

RUPTURA DE BARRAGENS EM CASCATA E MOBILIZAÇÃO DE SEDIMENTOS 137

HYDROSEDIMENTOLOGICAL MODELING IN THE CABUÇU-PIRAQUÊ RIVER DIKE PROJECT: A PROPOSAL FOR SEDIMENT MANAGEMENT 140

QUANTIFICAÇÃO DOS SEDIMENTOS EM SUSPENSÃO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RESERVATÓRIO PAIVA CASTRO, RIO JUQUERI, SUDESTE DO ESTADO DE SÃO PAULO 143

AVALIAÇÃO DA RETENÇÃO DE SEDIMENTOS EM SUSPENSÃO EM EMPREENDIMENTOS HIDRELÉTRICOS NA BACIA DO ALTO PARAGUAI 148

COMPARAÇÃO DE COAGULANTES NA SEDIMENTAÇÃO DE EFLUENTE BIOLÓGICO COM FOCO NO REUSO INDUSTRIAL 157

SISTEMA DE SAINT-VENANT-EXNER COMO MODELO MATEMÁTICO DE ESCOAMENTO EM CANAIS E RESOLUÇÃO NUMÉRICA DESACOPLADA 163

COMPARAÇÃO ENTRE MODELOS COMPUTACIONAIS BIDIMENSIONAIS E FÓRMULA TEÓRICA PARA UMA ESTRUTURA HIPOTÉTICA DE CONTENÇÃO DE SEDIMENTOS - PARTE I 170

COMPARAÇÃO ENTRE MODELOS COMPUTACIONAIS BIDIMENSIONAIS E FÓRMULA TEÓRICA PARA UMA ESTRUTURA HIPOTÉTICA DE CONTENÇÃO DE SEDIMENTOS - PARTE II 177

UTILIZAÇÃO DA EQUAÇÃO MUSLE CALIBRADA POR MEIO DE IMAGENS DE DRONE PARA ANÁLISE DA DINÂMICA DE SEDIMENTOS EM ÁREA DE MINERAÇÃO 184

RECALIBRAÇÃO DO MODELO CONTINENTAL DE SEDIMENTOS MGB-SED AS: UMA ANÁLISE PRELIMINAR 190

AVALIAÇÃO HIDROMORFOLÓGICA DA ORLA DE GUARATUBA (PR): MODELAGEM COMPUTACIONAL DE CENÁRIOS PARA O CONTROLE EROSIVO 194

RESPOSTAS HIDROSSEDIMENTOLÓGICAS DA AGRICULTURA E URBANIZAÇÃO: UM ESTUDO DE MODELAGEM NUMÉRICA 200

MODELAGEM COMPUTACIONAL DA PLUMA DE EFLUENTE E DIMENSIONAMENTO DE DIFUSORES PARA ELIMINAR A RESSUSPENSÃO DE SEDIMENTOS 203

DISTRIBUTION AND CHARACTERIZATION OF MICROPLASTICS IN SEDIMENT IN A WATER SUPPLY RESERVOIR IN SOUTHERN BRAZIL 207

PROPOSTA DE UM GRANULÔMETRO DE MICROSCOPIA DE FLUXO COM CIRCUITO FECHADO PARA ESTUDO DA MORFOLOGIA DE FLOCOS 215

PLANO PARA RECUPERAÇÃO DAS ÁREAS DEGRADADAS NO CONJUNTO HABITACIONAL NOVA CIDADE EM MANAUS/AM 219

ESTIMATIVA DE PERDA DE SOLO POR PROCESSOS EROSIVOS EM PARCELAS DE MONITORAMENTO UTILIZANDO PINOS DE EROSÃO EM ÁREA DE REABILITAÇÃO AMBIENTAL NO SUL DE SANTA CATARINA 224

INTERVENÇÕES COSTEIRAS NA ORLA DE GUARATUBA (PR): APLICAÇÃO DE ESPIGÕES E ENGORDA ARTIFICIAL COMO ESTRATÉGIAS DE CONTROLE EROSIVO 230

INFLUÊNCIA DE PRÁTICAS CONSERVACIONISTAS SOBRE ATRIBUTOS DO SOLO, ESCOAMENTO E EROSÃO NA BACIA EXPERIMENTAL DE SÃO JOÃO DO CARIRI - PB 233

ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DE MONITORAMENTO HIDROMETEOROLÓGICO E HIDROSSEDIMENTOLÓGICO DO MORRO DA OFICINA, PETRÓPOLIS - RJ 237

ÁREA TEMÁTICA:

Dinâmica de Sedimentos em Ambientes Fluviais e Lacustres

5°CIH

CONECTIVIDADE HIDROSSEDIMENTOLÓGICA LONGITUDINAL NO RIO SANTO ANASTÁCIO, OESTE PAULISTA, BRASIL

Paulo Cesar Rocha[1]

[1]*Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (FCT/UNESP), e-mail: paulo-cesar.rocha@unesp.br*

Palavras-chave: perfil longitudinal; Hidrossedimentologia; conectividade.

Resumo

Este trabalho tem como objetivos a avaliação de aspectos da conectividade hidrossedimentológica na dimensão longitudinal e os relacionamentos intrínsecos ao canal fluvial, no rio Santo Anastácio, região Oeste Paulista. Para tanto, o trabalho foi desenvolvido através de amostragem direta no campo de dados hidrológicos, geomorfológicos e sedimentológicos, procedimentos laboratoriais para análises morfométrica e de morfologia fluvial e mapeamento temático do meio físico do canal e da bacia de drenagem. Os resultados apontam para relacionamentos determinísticos entre as variáveis geomórficas sobre as variáveis hidrológicas e sedimentares. A conectividade funcional varia em intensidade entre as variáveis geomórficas, hidrológicas e sedimentológicas, indicando possíveis descontinuidades morfométrica (geomórficas) que repercutem nas interações entre as variáveis e consequentemente na intensidade da conectividade funcional.

Introdução

Uma das principais formas de se entender as interações relativas aos processos hidrológicos no espaço é avaliando-os dentro dos limites da bacia hidrográfica, em função da mesma manter uma relação estreita entre os componentes do ambiente e a atividade antrópica. A bacia hidrográfica é um meio natural espacialmente definido, onde os elementos do sistema mantêm relações dinâmicas entre os componentes físicos, biológicos e socioeconômicos, que se repercutem no canal fluvial (LEOPOLD ET AL., 1964; CHRISTOFOLETTI, 1980; TUCCI, 1990).

Na bacia hidrográfica, os canais fluviais são importantes agentes de transporte de sedimentos das áreas de maior altitude (nascentes) para as de menor altitude (foz). O clima, a cobertura vegetal e a litologia, são fatores que controlam a morfogênese das vertentes e o tipo de carga fornecida aos canais (CHRISTOFOLETTI, 1980).

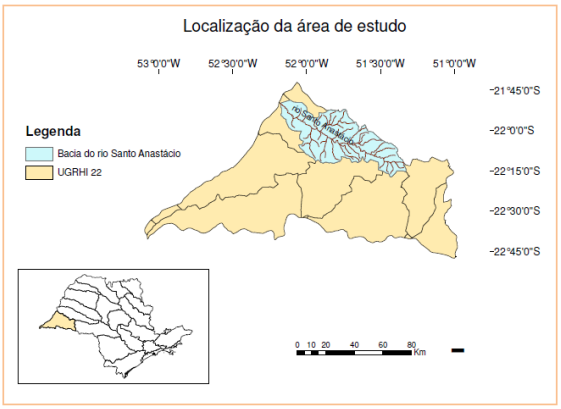
Uma importante ferramenta conceitual que surge recentemente para auxiliar as pesquisas transversais no campo da geomorfologia, hidrologia e ecologia/biologia é o uso dos conceitos de conectividade.

O conceito de conectividade está sendo cada vez mais usado com base nos processos de dinâmica sedimentar e através de pesquisa quantitativa (BRACKEN & CROKE, 2007; FRYIRS ET AL, 2007; LEXARTZA-ARTZA & WAINWRIGHT, 2011;. WAINWRIGHT ET AL, 2011; HECKMANN & SCHWANGHART, 2013). Bracken & Croke (2007) identificam três principais tipos de conectividade enfatizando o meio físico: (i) a conectividade da paisagem (ou do modelado), relativa à ligação física das formas de relevo; (ii) a conectividade hidrológica, referindo-se a passagem de água através da bacia hidrográfica; (iii) a conectividade sedimentológica, relativa à transferência de sedimentos através de uma bacia. Pode-se acrescentar ainda o aspecto biótico, e a conectividade ecológica a esta tipologia.

A conectividade sedimentológica diz respeito à transferência conectada de sedimentos de uma área fonte para uma saída do sistema através do destacamento e transporte de sedimentos, controlada pela forma como os sedimentos se movem entre todas as zonas geomorfológicas na paisagem. Na bacia hidrográfica, estes movimentos se dão nas encostas, entre encostas e canais e dentro dos canais (destaque do autor). A erosão, transporte e deposição de sedimentos ocorrem na escala dos grãos, e continuamente o processo evolui para produzir as características da paisagem em escalas de várias ordens de magnitude maior (COOPER ET AL., 2012).

Nesse sentido, ao longo do perfil longitudinal do rio, o fluxo e a geometria hidráulica nas seções controlam a energia disponível ao transporte de sedimentos (CHORLEY ET AL., 1986). Variações na Largura e Profundidade nas seções conforme a declividade são necessárias e refletem o ajuste do rio frente alterações na Vazão e Velocidade de fluxo da água em determinado momento. O presente trabalho tem como objetivo geral analisar a dinâmica sedimentológica no canal do Rio Santo Anastácio e associar com as condicionantes morfométricas e hidráulicas no canal a partir da perspectiva da conectividade hidrológica e sedimentológica na dimensão longitudinal do processo.

A bacia do rio Santo Anastácio encontra-se na porção Oeste do Estado de São Paulo, e situa-se geograficamente entre as coordenadas 21º 48' 49'' a 22º 16' 59'' de latitude Sul e 51º 22'05'' a 52º 11' 15'' de longitude Oeste (figura 1). Este afluente do Rio Paraná possui aproximadamente 1.965 km² de área de drenagem, com curso principal de aproximadamente 155 km em extensão, desaguando na margem esquerda do Rio Paraná, nas proximidades do município de Presidente Epitácio.



Fonte: UGHR/SP 1:500.000 ; IBGE. Organização e desenho: Tainá Medeiros Suizu.

Figura 1. Localização da área de estudos. Fonte: Suizu (2010)

A bacia hidrográfica do rio Santo Anastácio está situada na porção central da bacia sedimentar do Paraná, onde ocorrem afloramentos Cretácicos (K) do Grupo Bauru, que compreende as Formações Adamantina, Santo Anastácio e Caiuá, e também materiais de acumulação fluvial Quaternária (Q), principalmente na calha do rio Santo Anastácio (IPT, 1981).

Quanto às formas de relevo, são identificadas formas de Relevos de Degradação, em Planaltos Dissecados Continentais, da morfoestrutura da bacia sedimentar do Paraná e Planícies Aluviais de morfoestrutura associada à Sedimentação Cenozóica. Dominam relevos de dissecação com topo convexo, DC23, DC15, DC14, DC13, e com topo tabular, DT11 (ROSS & MOROZ, 2011). As Planícies Aluviais estão presentes na calha do rio principal e alguns tributários, sendo essas áreas periodicamente sujeitas a inundações. Os solos existentes na bacia possuem variações em suas texturas e fertilidades. No geral, os argissolos são considerados mais problemáticos do ponto de vista dos processos erosivos. Segundo Sudo (1980), os solos predominantes na bacia do Santo Anastácio apresentam-se arenosos, com predominância de frações finas a muito finas e apresentam teor de argila inferior a 30%.

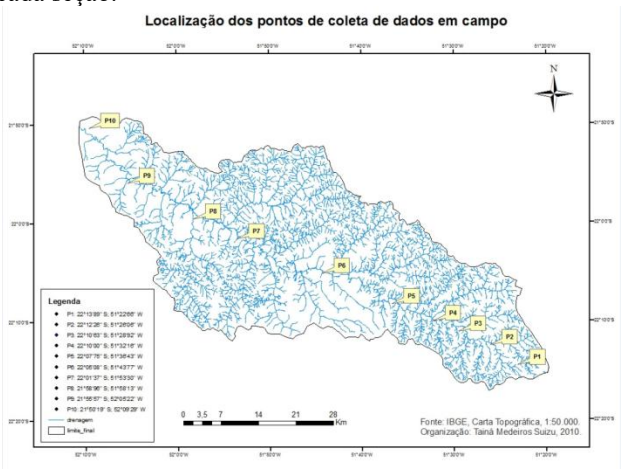
Segundo Stein (1999), a ocupação desta bacia intensificou-se a partir da segunda metade do século XX, levando ao desmatamento em larga escala. O processo de ocupação da terra resultou em impactos ambientais, especialmente a processos erosivos acelerados, laminares e lineares, com o consequente assoreamento da rede de drenagem, colmatação de calhas fluviais assim como recobrimento de depósitos aluviais pretéritos e até mesmo de porções das encostas.

Atualmente, na consideração dos fatores de intervenção humana local, devem-se levar em conta outros vetores - a criação do reservatório da Usina Hidrelétrica Sérgio Motta/Porto Primavera, partir de 1998 que mesmo pertencente a outras escalas de intervenção, acabam por interferir no sistema rio-planície aluvial do rio Santo Anastácio, o reservatório da SABESP no médio-alto curso do rio (Presidente Prudente-SP), e o avanço da agroindústria canavieira, substituindo boa parte das pastagens a partir das décadas de 2.000.

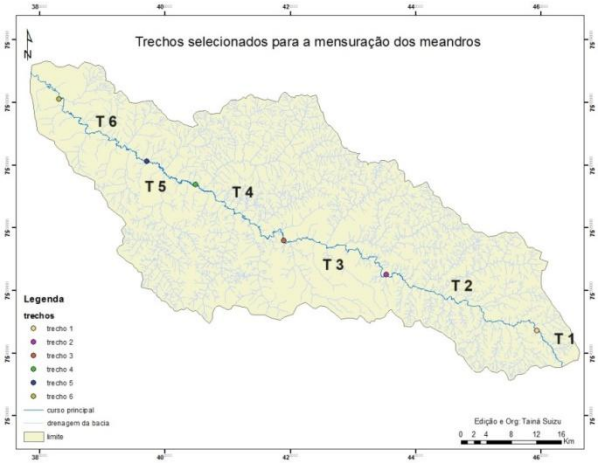
Materiais e Métodos

Nas seções de amostragem (figura 2A), foram tomadas a largura das seções, as profundidades, a velocidade de fluxo e posteriormente foi calculada a vazão de cada seção de amostragem. Para a análise morfométrica do canal, foram selecionados 6 trechos do canal principal na bacia e efetuadas medidas morfológicas/morfométricas e hidráulicas (figura 2B) com tomadas diretas no campo e de dados secundários, listadas no quadro 1, para cada trecho, utilizando-se dos valores médios das seções contidas em cada trecho.

Nas amostragens de campo levantou-se a batimetria do canal em cada seção, conhecendo-se assim o perfil e profundidade da seção de análise, optou-se em padronizar as coletas de água e sedimento no ponto mais profundo de cada seção.



A



B

Figura 2. Localização das seções de amostragem (A) e dos pontos finais dos trechos analisados para a análise morfométrica do canal (B). Fonte: Suizu (2010). Trechos: T1(nascente a P2), T2, (P2 a P4), T3, (P4 a P5), T4, (P5 a P6), T5, (P6 a P7) e T6, (P8 a P9) da figura 2A

Quadro 1. Características morfométrica, geometria hidráulica e de sedimentos

Características morfométricas	Geometria hidráulica e sedimentos
Comprimento de Onda (C.O.)	Relação L/P (L/P)
Raio de Curvatura (R.C.)	Velocidade (V)
Amplitude do Meandro (A.M.)	Vazão (Q)
Declividade do Trecho (D)	Raio Hidráulico (R.H.)
Sinuosidade do Trecho (S)	Granulometria Média (Dm)

As coletas dos sedimentos do leito foram feitas através de um amostrador de mandíbula do tipo Van-Veenn. Para a obtenção dos dados dos materiais do leito após a secagem é feito um peneiramento a seco, seguindo os procedimentos técnicos citados na metodologia de Suguio (1973). Utilizou-se para análise o auxílio de um jogo de peneiras na escala Wenthworth e agitador, e a alíquota de cada amostra foi de 100g a seco, posteriormente analisados estatisticamente no software Excel.

Para a análise dos elementos de conectividade longitudinal hidrológica e sedimentológica, foram utilizadas análises estatísticas simples e multivariada entre as variáveis determinantes e dependentes, utilizando-se de planilhas eletrônicas e softwares de estatística.

Resultados e Discussão

O perfil longitudinal do rio Santo Anastácio apresenta algumas rupturas de declive, o que influencia na geometria hidráulica e morfologia do canal nestas áreas (figura 4). Segundo Guedes et al. (2006), há tendência de soerguimento do trecho a montante e de subsidência de trecho próximo à foz do rio. Isso leva o rio a buscar ajuste na sua curva de equilíbrio e seu perfil longitudinal, tendendo a erosão nos trechos de soerguimento/ascensão e deposição nos trechos de subsidência.

A figura 3 apresenta o relacionamento hidráulico da vazão (Q) com a geometria do canal, dada pela largura do canal (L) e profundidade média (P) e com a Velocidade média da corrente (V). Pode-se observar que há tendência de ajuste na geometria pela variação na profundidade e na largura maior do que em relação à velocidade do canal, indicando que há diminuição da competência do canal em direção à sua foz, com aumento da capacidade do canal em função do aumento na área das seções conforme a vazão aumenta para jusante.

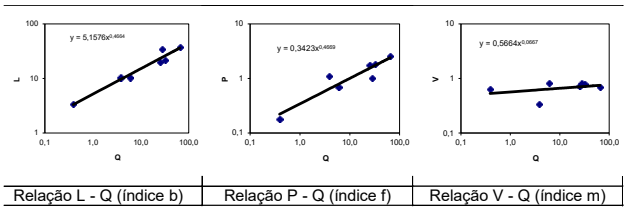


Figura 3. Análise espacial dos índices b, f, m - as funções de força na determinação da vazão. Variáveis do fluxo e de geometria das seções. Q: vazão, L: Largura, P: profundidade, V: velocidade, respectivamente. Gráfico em escala logarítmica

Aspectos de morfologia e variáveis de morfometria do rio ao longo do perfil longitudinal do rio estão apresentados no quadro 2. Quanto observado o comportamento morfológico e morfométrico do rio para jusante, pode-se avaliar as relações entre variáveis do continuum geomorfológico (LEOPOLD ET AL., 1964) obtidas. Nota-se que há rupturas no comportamento das morfologias dos meandros no trecho aluvial do rio em direção de jusante, em especial nos 2 últimos trechos, na região das seções 8 a 10. Há uma diminuição significativa nos valores de Comprimento de Onda, Raio de Curvatura e Amplitude dos Meandros. Também se evidencia diminuição na sinuosidade do rio e aumento da declividade no trecho final.

Verificou-se que diâmetro médio do material em transporte no canal sofre pouca variação, oscilando entre areia fina e areia média. Há certa uniformidade na distribuição das classes granulométricas, que podem ser explicadas pelo regime do fluxo no canal.

Quadro 2. Variáveis de morfologia e morfometria em trechos do rio Santo Anastácio-SP

	trecho 1	trecho 2	trecho 3	trecho 4	trecho 5	trecho 6
Comprimento de onda	115,96	461,03	600,1	772,84	168,91	307,22
Raio de curvatura	19,26	175,93	249,93	337,29	61,16	45,85
Amplitude do meandro	38,32	231	78,64	244,53	53,07	208,45
Unidades estratigráficas	Ka5	Ka1/Qa	Ksa/Qa	Qa	Qa	Qa
Declividade	0,004278	0,002316	0,000991	0,000991	0,000991	0,001116
Sinuosidade	1,36	1,68	1,65	1,8	1,57	1,61
Granulometria média	Areia muito fina	Areia muito fina	Areia muito fina	Areia fina	Areia muito fina	Areia muito fina
Relação L/P	14,71	11,5	34,6	11,8	14,5	15,9
Velocidade	0,819	0,755	0,914	0,762	0,638	0
Vazão	6	24,9	27,8	31,9	64,7	0
Raio Hidráulico	0,062	0,22	0,19	0,43	0,32	1,8
Área da Seção	7,21	34,3	34,6	40,5	94,1	630

A granulometria média das seções durante as amostragens está apresentada na figura 4. Observa-se que há tendência a afinamento para jusante (aumento dos valores em escala Phi), como esperado para um rio com trecho aluvial em seu baixo curso. Segundo Ponçano (1986, apud Fernandez et al., 2000) as médias granulométricas de sedimentos do leito são utilizadas para definir a energia que prevalece no ambiente deposicional.

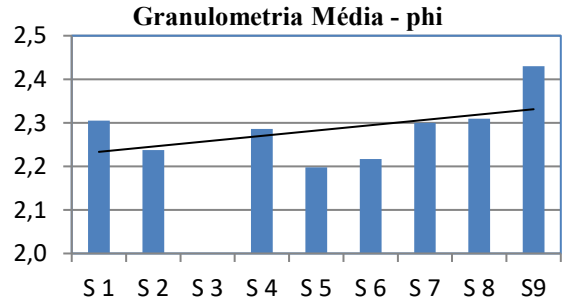


Figura 4. Granulometria média das seções (phi) ao longo do período amostral e tendência

Observou-se que o canal principal do rio Santo Anastácio intercala áreas com tendência deposicional e áreas com tendência erosiva durante o período de águas altas e dominantemente tendência de transporte e deposicional, durante o período de águas baixas, denotando um ajuste de processos associado às variações de gradiente do perfil longitudinal do rio e estão em acordo com o que expressa a literatura clássica (Leopold et al, 1964, Gregory & Walling, 1973).

Pode ser observado também que há tendência de afinamento das partículas para jusante, conforme a velocidade tende a diminuir. A figura 5 apresenta o índice de determinação para os valores médios de velocidade e granulometria (phi) ao longo das seções durante o período amostral.

Observou-se que a velocidade foi determinante na composição granulométrica do leito em relação alto valor e relação direta (inversa na escala Phi) e o Raio Hidráulico teve também intenso valor de correlacionamento, mas inverso (direto na escala Phi). Quanto menor a velocidade e maior o Raio Hidráulico do rio para jusante, menor o tamanho das partículas. Leopold et al. (1964) apresenta o transporte de sedimentos como uma função da energia do canal.

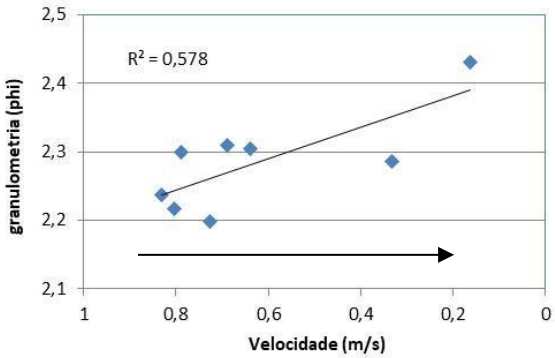
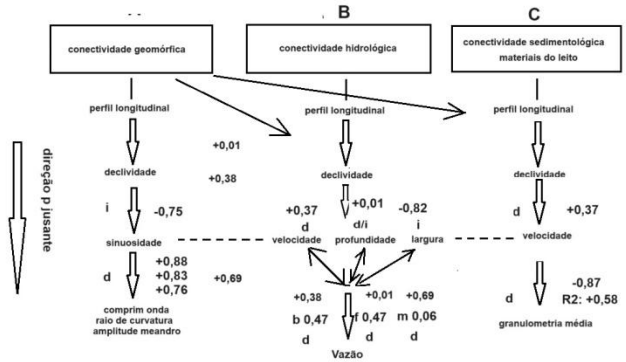


Figura 5. Índice de determinação para a relação velocidade – granulometria (Phi). A seta indica a direção geral para jusante das amostras

A velocidade e derivações da geometria hidráulica das seções para jusante como variáveis que compõem a energia no canal, como o raio hidráulico, podem assim explicar as variações no tamanho das partículas. Assim, a interpretação do valor negativo para a correlação com o Raio Hidráulico, possivelmente, represente uma atenuação na diminuição do calibre dos sedimentos para jusante, em linhas gerais.
Os indicadores de conectividade geomórfica, hidrológica e sedimentológica estrutural e funcional longitudinal no canal do rio Santo Anastácio estão apresentados no quadro 3.

Quadro 3. Elementos da conectividade estrutural e funcional geomórfica (A), hidrológica (B) e sedimentológica (C), baseados nas análises estatísticas múltiplas e simples



Obs: i: correlação inversa (-); d: correlação direta (+). A intensidade da correlação (R) está indicada pelo número. Para conectividade entre a Velocidade, Profundidade e Largura com a Vazão foram utilizadas os índices b, f e m como indicadores (expoente da regressão do tipo Potência). R2: índice de determinação. As setas indicam a interdependência entre as variáveis avaliadas. Granulometria em escala phi.

A conectividade geomórfica no canal fluvial em dimensão longitudinal avaliada (WOHL et al., 2019) apresenta uma sequência de determinância do perfil longitudinal para as declividades, estas são inversamente determinantes na sinuosidade e esta determinante diretamente para a morfologia dos meandros, com altos índices de correlação, indicando a intensidade da conectividade estrutural e funcional (Quadro 3A). A conectividade hidrológica longitudinal (WOHL, 2017), apresenta o perfil longitudinal do rio como determinante da declividade, que por sua vez é determinante nas variáveis de geometria hidráulica, L, P e V em relacionamento direto para a V e P, e inverso e mais intenso para a variável L. Os índices b, f e m indicam a intensidade de determinância para o ajuste das variáveis hidráulicas (L, P e V respectivamente) conforme a Vazão aumenta para jusante (LEOPOLD ET AL., 1964). A Vazão, como produto da LxPxV por sua vez, também controla a geometria do canal. Os índices indicam que as variáveis L e P são as principais responsáveis pelo ajuste do canal conforme a vazão aumenta, podendo ser utilizados como indicadores da intensidade da conectividade hidrológica funcional longitudinal (Quadro 3 B).
A intensidade da conectividade sedimentológica longitudinal é direcionada pelo perfil longitudinal do rio, considerando as declividades dos trechos, as velocidades do fluxo, indicando forte relacionamento com a atividade geomórfica e hidrológica do rio (Quadro 3 C).

Comentários finais

A conectividade sedimentológica longitudinal no canal do rio Santo Anastácio responde bem às características geomórficas do canal (perfil longitudinal, declividades) e hidrológicas (velocidades) para jusante. Considerando as descontinuidades das variáveis determinantes para o transporte no leito do rio, os relacionamentos estatísticos apontam um gradativo afinamento para jusante, como apresenta a literatura clássica. A velocidade foi determinante na composição granulométrica do leito em relação alto valor e relação direta (inversa na escala Phi) e o Raio Hidráulico teve também intenso valor de correlacionamento, mas inverso (direto na escala Phi). Quanto menor a velocidade do rio para jusante, menor o tamanho das partículas.
Por fim, os resultados apontam para relacionamentos determinísticos entre as variáveis geomórficas sobre as variáveis hidrológicas e sedimentares. A conectividade funcional varia em intensidade entre as variáveis geomórficas, hidrológicas e sedimentológicas, indicando possíveis descontinuidades morfométricas (geomórficas) que repercutem nas interações entre as variáveis e consequentemente na conectividade funcional.
As variáveis geomórficas, hidrológicas e sedimentológicas para análise da conectividade hidrodinâmica longitudinal avaliadas responderam bem ao objetivo proposto e indicam possibilidade de simplificação na análise geográfica da conectividade.

Agradecimentos

Ao CNPq pelo financiamento do projeto vigente entre 2022-2025, processo 408949/2021-0 e bolsa produtividade em pesquisa, vigente entre 2023-2026, processo 408949/2021-0.

Ao Laboratório de Geologia, Geomorfologia e Recursos Hídricos da FCT/UNESP pelo apoio e instrumental. À Fapesp, pelo apoio financeiro no projeto temático, processo Fapesp: 2012/23959-9 – Vigente entre 2013 a 2019.

Referências bibliográficas

AMORIM, M. C.C.T; DUBREUIL, V.; QUENOL, H; SANT'ANA NETO, J.L. Características das ilhas de calor em cidades de porte médio: exemplos de Presidente Prudente (Brasil) e Rennes (França). **Confins** [Online], Número 7. (2009).

BRACKEN, L. J., & CROKE, J., The concept of hydrological connectivity and its contribution to understanding runoff-dominated geomorphic systems. **Hydrol. Process**. 21, 1749–1763 p. 2007.

CARVALHO, W. A. (coord.) Levantamento Semidetalhado dos solos da Bacia do Rio Santo Anastácio – SP. **Boletim Científico** nº 2 vol. 1. Faculdade de Ciências e Tecnologia/Unesp, Presidente Prudente: 1997.

CBH-PP. COOPERATIVA de Serviços, Pesquisas Tecnológicas e Industriais/CPTI. **Relatório da situação dos recursos hídricos da bacia CBH-PP**: Relatório Zero. SP: CBH-PP, 1999.

CHORLEY, R.J.; SCHUMM, S.A. & SUGDEN, D.E., **Geomorphology**. Methuen, Inc., New York, 607 p. 1985.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. São Paulo: E. Blücher, 1980.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia Fluvial**. São Paulo: E. Blücher, 1981.

COOPER, J.R, WAINWRIGHT, J., PARSONS, A.J., ONDA, Y., FUKUWARA, T., OBANA, E., KITCHENER, B., LONG, E.J., HARGRAVE, G.H., A new approach for simulating the redistribution of soil particles by water erosion: a marker-in-cell model. **Journal of Geophysical Research – Earth Surface** 117. 2012.

FERNANDEZ, O.V.Q. & SOUZA FILHO, E.E.. Efeitos do regime hidrológico sobre a evolução de um conjunto de ilhas no rio Paraná. **Boletim Paranaense de Geociências**, ed da UFPR, Curitiba, n° 43, p161-171. 1995.

FERNADEZ, O. V. Q. et al. Caracterização e distribuição dos sedimentos de fundo no Rio Paraná em Porto Rico (PR). Bauru/SP: **Ciência Geográfica**, V1, VI, p.25-32. Janeiro/Abril-2000.

FRYIRS, K.A., BRIERLEY, G.J., PRESTON, N.J., KASAI, M., Buffers, barriers and blankets: the (dis)connectivity of catchment-scale sediment cascades. **Catena** 70, 49– 67. 2007.

GUEDES, I. C., SANTONI, G. Cássia.; ETCHEBEHERE, M. L. C.; STEVAUX, J. C., MORALES, N.; SAAD, A. R. Análise de perfis longitudinais de drenagens da bacia do rio santo Anastácio (sp) para detecção de possíveis deformações neotectônicas. **Revista UnG – Geociências** V.5, N.1, 75-102, 2006.

HECKMANN, T. & SCHWANGHART, W., Geomorphic coupling and sediment connectivity in an alpine catchment — Exploring sediment cascades using graph theory. **Geomorphology** 182, 89–103. 2013.

IPT (Instituto de Pesquisas Tecnológicas). **Mapa Geológico do Estado de São Paulo**. Ed. IPT. 1981.

GREGORY, K.J. & WALLING, D.E., **Drainage Basin, Forms and Processes**. E.A.Publis. Ed. London. 1973. 462p.

LEOPOLD, L. B., WOLMAN, M.G., MILLER, J.P., **Fluvial Processes in Geomorphology**. W.H.Freeman and Company. San Francisco. 1964. 522p.

LEXARTZA-ARTZA, I. & WAINWRIGHT, J., Making connections: changing sediment sources and sinks in an upland catchment. **Earth Surface Processes and Landforms** 36: 1090–1104. 2011.

NANSON, G. C. & CROKE, J., A genetic classification of floodplains. **Geomorphology**, 4 (6), 459-486. 1992.

PETTS, G.E. & FOSTER, I., **Rivers and Landscape.** The Athenaeum Press. 2. Ed., New Castle. Great Britain. 1990.

ROSS, J. L. S., & MOROZ, I. C., Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo. **Revista do Departamento de Geografia**, 10, 41-58. 2011.

STEIN, D. P. Avaliação da degradação do meio físico da bacia do rio Santo Anastácio Oeste Paulista. 197 f. 1999. Tese (Doutorado em Geografia). Instituto de Geociências e Ciências Exatas (IGCE), Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

SUDO, H. Bacia do Alto Santo Anastácio: estudo geomorfológico. 235f. 1980. Tese (doutorado em Geografia). Departamento de Geografia da FFLCH, Universidade de São Paulo, São Paulo.

SUGUIO, K. **Introdução a Sedimentologia**. São Paulo: Edgard Blucher, 1973.

SUIZU, Tainá Medeiros. Variações na morfologia do canal do rio Santo Anastácio como resposta a processos morfodinâmicos na sua bacia de drenagem. Anais do **XVI Encontro Nacional dos Geógrafos**, Porto Alegre, 2010.

TUCCI, Carlos E. M. Vazão Máxima e hidrograma de projetos. **Hidrologia: Ciência e aplicação**. 4ª Ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2007, p. 527-539.

WAINWRIGHT, J., TURNBULL, L., IBRAHIM, T. G., LEXARTZA-ARTZA, IRANTZU., THORNTON, S. F.,

BRAZIER, R. ELinking environmental régimes, space and time: Interpretations of structural and functional connectivity. **Geomorphology** 126 () 387–404, 2011.

WOHL, E., BRIERLEY, G., CADOL, D., COULTHARD, T.J., COVINO, T., FRYIRS, K. A., GRANT, G., HILTON, R.G., LANE, S.N., MAGILLIGAN, F.J., MEITZEN, K.M., PASSALACQUA, P., POEPPL, R.E., RATHBURN, S.L. and SKLAR, L.S., Connectivity as an emergent property of geomorphic systems **Earth Surf. Process. Landforms** 44, 4–26. 2019.

DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DOS SEDIMENTOS FLUVIAIS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CUIABÁ, DO PLANALTO AO PANTANAL

Rosielly Rodrigues Cardoso[1], Ibraim Fantin-Cruz[2]

Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: [1]rosielly.rodrigues08@gmail.com; [2,2]ibraimfantin@gmail.com

Palavras-chave: concentração de sedimentos em suspensão; granulometria de leito; retenção em reservatório; seca histórica.

Resumo

A produção de sedimentos em bacias hidrográficas é um processo complexo, influenciado por fatores como tipo de solo, topografia, cobertura vegetal e uso da terra. Compreender a dinâmica sedimentar é fundamental para o gerenciamento dos recursos hídricos, especialmente diante da variação sazonal e da influência das atividades humanas. Neste contexto, este estudo teve como objetivo avaliar a dinâmica espaço-temporal dos sedimentos fluviais na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá, em um cenário de seca histórica na região, identificando padrões de transporte e deposição ao longo do gradiente longitudinal da bacia. Foram realizadas quatro campanhas de coleta em oito pontos de monitoramento — distribuídos da nascente à foz e incluindo um afluente — ao longo do ano de 2024, com intervalos trimestrais. As amostras de sedimentos em suspensão foram coletadas por meio da metodologia de Igual Incremento de Descarga (IID), utilizando o amostrador USD-49, e as amostras de sedimentos de leito foram obtidas com o amostrador *Rock-Island* para análise granulométrica. A análise espacial evidenciou padrões distintos de concentração de sedimentos: a jusante da UHE Manso, os menores valores (3 a 12 mg/L) indicam significativa retenção pelo reservatório, enquanto nos trechos intermediários e no Pantanal observou-se aumento progressivo da carga sedimentar, compatível com a dinâmica típica de planícies alagáveis. Temporalmente, a concentração apresentou variações moderadas, com medianas mais elevadas nos períodos chuvosos e de transição, ainda que atenuadas pela seca extrema de 2024. A análise granulométrica indicou predominância de frações finas e médias nos trechos de planalto e deposição de sedimentos mais finos nas planícies, com influência clara da barragem na retenção de partículas mais grosseiras. Os resultados retratam um momento hidrologicamente extremo, relevante para a compreensão dos impactos no Pantanal e da resiliência da bacia frente às alterações climáticas e antrópicas.

Introdução

A dinâmica dos sedimentos nos sistemas fluviais desempenha um papel fundamental na manutenção dos processos ecológicos, geomorfológicos e hidrológicos que sustentam os ecossistemas aquáticos (Downs e Piégay, 2019). Essa dinâmica dos sedimentos é condicionada tanto por elementos naturais, como a precipitação e o regime de vazões, quanto por ações antrópicas, como o desmatamento, a construção de barragens e a dragagens nos cursos d'água (Wohl; Scott, 2017). Durante o período chuvoso, observa-se um aumento na geração de sedimentos nas áreas de contribuição, enquanto na estação seca predominam processos de deposição e retenção, com efeitos significativos sobre a morfologia fluvial e os ecossistemas associados (Aquino, 2017; Carvalho, 2008). A forma e o comportamento do canal fluvial são determinados principalmente pela vazão e pelas cargas de sedimentos em suspensão e de fundo, cujo entendimento é essencial para o planejamento e a gestão eficaz dos recursos hídricos (Walczak *et al*., 2018).

Essa quantidade de sedimentos que os rios são capazes de transportar está diretamente relacionada a fatores como as condições climáticas, o tipo de solo e cobertura vegetal, o uso da terra e a topografia da bacia hidrográfica (Silva *et al*., 2005; Mohammad *et al*., 2016). Durante eventos de alta vazão, o fluxo fluvial possui energia suficiente para mobilizar e transportar partículas com ampla variação de tamanhos, enquanto, em condições de baixa vazão, tende a ocorrer deposição de sedimentos ao longo do canal (Zhang *et al*., 2009). Os processos de sedimentação são mais comuns em ambientes como planícies de inundação, canais e reservatórios (Carvalho, 2008).

Grande parte dos sistemas fluviais ao redor do mundo tem sido impactada por ações antrópicas, resultando em alterações nos regimes sedimentares e na morfologia dos canais (Ekka *et al*., 2020). Na América do Sul, destaca-se a Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai (BAP), onde se insere a Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC), que abriga parte do Pantanal, uma das maiores e mais biodiversas áreas úmidas do planeta (Chiaranda *et al*., 2022). As intervenções humanas nas áreas de planalto da BAP, especialmente aquelas relacionadas à geração de energia e à atividade minerária, têm promovido modificações na morfologia fluvial e nos regimes hidrológicos e de transporte de sedimentos da bacia (Schulz *et al*., 2019; Fantin-Cruz *et al*., 2020, Campos; Pedrollo, 2023).

Neste contexto, o monitoramento da concentração de sedimentos em suspensão e a granulometria do sedimento do leito no Rio Cuiabá se torna essencial para a compreensão das condições atuais da dinâmica hidrossedimentológica (Zhang *et al*., 2009), bem como para o aprimoramento das previsões sobre os efeitos das interferências antrópicas na dinâmica sedimentar natural da

bacia hidrográfica e da planície do Pantanal (Carvalho Júnior *et al*., 2022). Este estudo visa acompanhar a variação desses parâmetros ao longo do espaço e do tempo, durante o ano de 2024. A partir disso, a elaboração de um perfil hidrossedimentológico do rio possibilitará a identificação de padrões espaciais e temporais, do ano, da concentração de sedimentos ao longo da bacia, contribuindo para a gestão ambiental e o planejamento de ações mitigadoras.

Material e Métodos

Área de Estudo

A Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá, localizada entre as coordenadas 14º10'–18º23' S e 53º25'–57º04' W, abrange o estado de Mato Grosso, na região Centro-Oeste do Brasil (Figura 1). Integra a Bacia do Alto Rio Paraguai, inserida na Bacia do Rio Paraná (Krolow, 2024). O clima é classificado como tropical semiúmido, com marcada sazonalidade: estação seca de maio a setembro e chuvosa de outubro a abril (Figueiredo *et al.*, 2018).

A BHRC abrange duas unidades geomorfológicas principais: o planalto, onde nasce no Planalto dos Guimarães, com relevo acidentado e rios de alta energia, e a planície, onde deságua no Pantanal Mato-Grossense, marcada por áreas aluviais, meandros e inundações sazonais (Lima *et al*., 2022). A planície atua como área de deposição sedimentar, com topografia plana e recorrente alagamento, enquanto os planaltos funcionam como principais fontes de água e sedimentos para o sistema (De Souza; De Souza, 2010; Pupim, 2014).

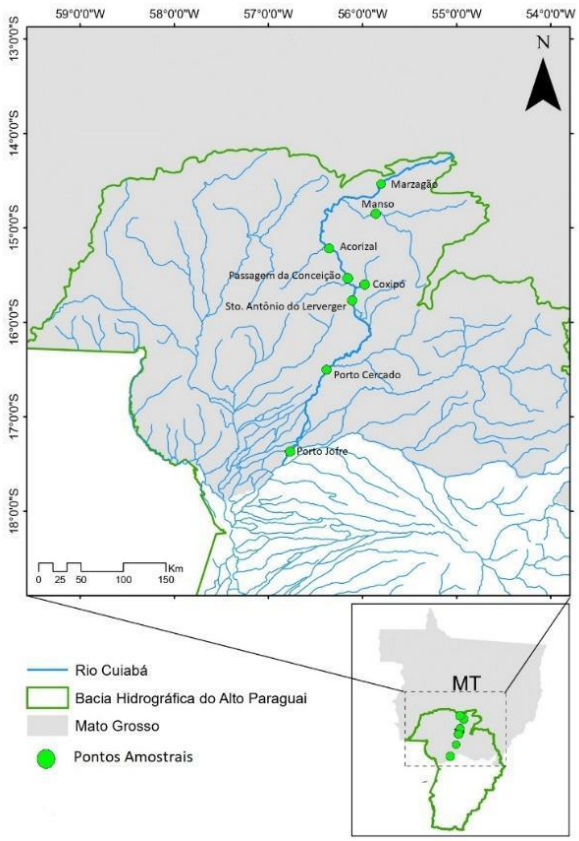


Figura 1. Localização da área de estudo e dos pontos de coleta na bacia hidrográfica do Rio Cuiabá.

O estudo foi conduzido em oito pontos de coleta (Figura 1), incluindo o Rio Coxipó, afluente relevante para o abastecimento de Cuiabá e um dos principais contribuintes do sistema.

Os sete pontos restantes estão distribuídos ao longo do Rio Cuiabá, abrangendo as zonas de planalto (Marzagão e Manso Jusante), transição (Acorizal, Passagem da Conceição e Santo Antônio) e planície alagável (Porto Cercado e Porto Jofre), assegurando representatividade dos principais compartimentos da bacia.

Amostragem e análise de sedimentos

Foram realizadas quatro campanhas de coleta em 2024, distribuídas trimestralmente para captar as variações sazonais.

As análises de sedimentos em suspensão e granulometria de fundo, bem como os cálculos de concentração e distribuição granulométrica, foram realizadas no Laboratório de Hidrossedimentologia da Universidade Federal de Mato Grosso, campus Cuiabá, conforme os procedimentos padronizados por Carvalho (2008), garantindo a confiabilidade dos resultados.

As coletas de sedimentos em suspensão e de leito seguiram a metodologia de Carvalho (2008), com amostragem em suspensão pelo método de Igual Incremento de Descarga (IID) usando o amostrador USD-49.

Após o processo, a amostra coletada é transferida do amostrador para uma garrafa PET de 2 litros, devidamente identificada e armazenada. Em seguida, é encaminhada ao laboratório para a realização das análises necessárias.

Já as amostras de leito foram coletadas para a caracterização granulométrica utilizando o Amostrador *Rock-Island*, operado manualmente.

As amostras representativas, em quantidade suficiente, são devidamente acondicionadas em sacos plásticos etiquetados e transportadas para o laboratório.

Para a determinação da concentração de sedimento em suspensão foi aplicado o método gravimétrico, utilizando bomba de sucção a vácuo para a filtração das amostras. Os ensaios granulométricos seguiram a norma ABNT NBR 7181:2016 com o objetivo de determinar a distribuição dos tamanhos de partículas e quantificar as frações presentes nas amostras.

Resultados e Discussão

Concentração de sedimentos em suspensão

A análise da concentração de sedimentos em suspensão ao longo do gradiente longitudinal da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (Figura 6), revelou padrões distintos entre os trechos a montante, intermediários e a jusante da UHE Manso. No ponto localizado imediatamente a jusante da barragem os valores observados foram consistentemente inferiores aos demais, variando entre 3 e 12 mg/L, com baixa dispersão. Esse comportamento indica retenção significativa de sedimentos pelo reservatório, evidenciando a quebra da conectividade sedimentar e a redução do aporte a jusante. Resultados semelhantes foram observados por Fantin-Cruz *et al*. (2020), que demonstraram uma redução de 62% na carga de sedimentos do rio Cuiabá devido à presença da hidrelétrica, corroborando os dados obtidos neste estudo.

Os pontos de Marzagão, Acorizal e Passagem da Conceição apresentam concentrações intermediárias, com mediana em torno de 20 mg/L e maior dispersão. A variabilidade dos dados sugere aumentos pontuais na carga sedimentar, possivelmente influenciados pela dinâmica fluvial ou por afluentes próximos, conforme apontado por Borella *et al.* (2022).

Em Santo Antônio, já no Pantanal, a concentração de sedimentos em suspensão varia amplamente, entre 3 e 50 mg/L, com alta dispersão. A mediana da CSS é superior à dos pontos a montante, como Acorizal e Passagem da Conceição, sugerindo aumento na carga sedimentar ao longo do gradiente. Devido a sua posição em zonas de maior produção e mobilização de sedimento (Carvalho Júnior et al., 2023). Este padrão é consistente com Carvalho (2008), que relaciona o aumento da carga à maior erosão em áreas contribuintes.

Porto Cercado e Porto Jofre apresentam as maiores concentrações medianas de sedimentos em suspensão, variando de 5 a 70 mg/L, o que indica níveis elevados ao longo do período analisado. Esses dados confirmam a dinâmica típica de regiões alagáveis e de deposição, conforme previsto por Fantin-Cruz *et al.* (2020). Em Porto Jofre, os altos valores e a ampla dispersão sugerem maior aporte sedimentar de áreas a montante, compatível com sua localização em planície alagável.

O ponto no rio Coxipó apresenta baixa concentração mediana de sedimentos (16 mg/L) e pouca variabilidade temporal, indicando menor influência de fontes a montante em comparação aos demais pontos, que exibem aumento progressivo da carga ao longo do gradiente fluvial.

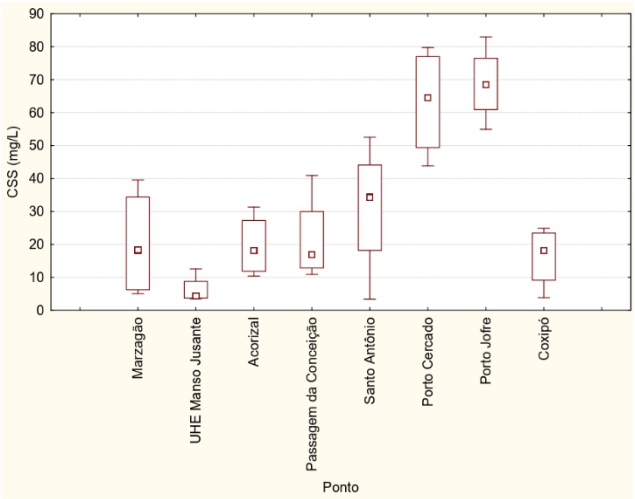


Figura 6. Análise espacial da concentração de sedimentos em suspensão por pontos de amostragem.

A análise da variação temporal da concentração de sedimentos em suspensão ao longo do ano de 2024 (Figura 7), evidenciou padrões consistentes com a dinâmica sazonal da bacia hidrográfica, pouco influenciada pelo regime de chuvas e pelas vazões.

A Figura 7 mostra a variação temporal da mediana da concentração de sedimentos em suspensão: cerca de 40 mg/L em fevereiro, 19 mg/L em maio, 13 mg/L em agosto e 35 mg/L em outubro. Essa oscilação sugere influência de fatores sazonais, como chuvas, vazão e variações hidrológicas, conforme apontado por Aquino (2017). Apesar da marcante sazonalidade típica do Pantanal (Gonçalves *et al*., 2011), em 2024 o bioma registrou o período mais seco já documentado, o que levou a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) a decretar situação de escassez hídrica na bacia, por meio da Resolução nº 195, de 13 de maio de 2024.

Fevereiro, período chuvoso na bacia, apresenta maior variação na concentração de sedimentos (5 a 70 mg/L), e alta dispersão. Isso indica influência de condições ambientais variáveis, o que é reforçado por Walczak *et al*. (2018), que destacam o papel dessas condições na forma e comportamento dos canais fluviais.

Em maio, observa-se menor dispersão e uma leve redução na mediana em relação ao período anterior, sugerindo menor carga sedimentar, possivelmente associada a um período de fluxo mais estável e menor transporte de sedimentos. Zhang *et al*. (2009) destaca que, em condições de baixa vazão, há tendência à deposição de sedimentos ao longo do canal.

Em agosto e outubro, nota-se aumento na concentração de sedimentos e ampla variação dos valores. Esses meses correspondem à estiagem ou transição sazonal, em que a menor diluição favorece o acúmulo de sedimentos. Aquino (2017) reforça que, na estação seca, predominam processos de deposição e retenção de sedimentos na bacia.

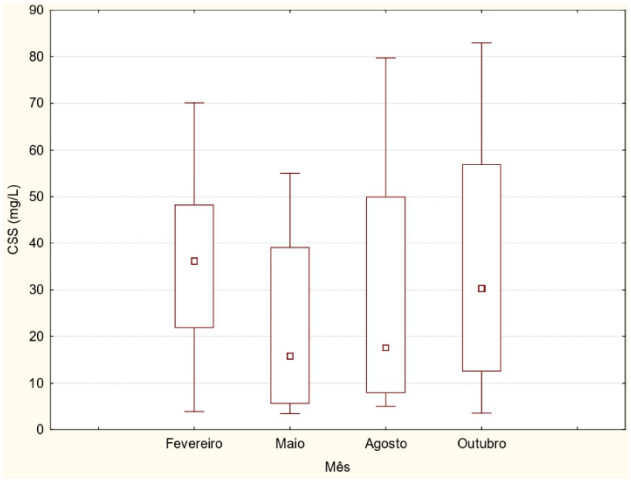


Figura 7. Análise temporal da concentração de sedimentos em suspensão por meses de amostragem.

A dispersão observada nas análises das Figuras 6 e 7, indica que a concentração de sedimentos em suspensão varia no tempo e no espaço, influenciada por fatores como regime de chuvas, interferência antrópica, geomorfologia e hidrodinâmica fluvial, conforme previsto por Carvalho (2008). Os resultados evidenciam um padrão espacial bem definido, com efeito claro da retenção de sedimentos pela barragem de Manso e um gradiente longitudinal de aumento das concentrações em direção ao Pantanal (Borella *et al*., 2022; Fantin-Cruz *et al*., 2020). No aspecto temporal, o padrão é mais tênue, com medianas ligeiramente superiores no período chuvoso, mas com variabilidade semelhante entre os meses.

Com base nessas análises e em correlação com padrões previstos por estudos anteriores, o padrão natural da variação sazonal na concentração de sedimentos, onde o aumento nos meses chuvosos (fevereiro e outubro), é devido ao maior escoamento e à intensificação da erosão, e a redução na estiagem por sedimentação, como apontado por Prado *et al.* (2021). Além disso, a variação entre os pontos reflete características locais, como a retenção a jusante de barragens e a maior carga em áreas com erosão intensa ou forte impacto antrópico (Siqueira *et al.,* 2013).

Granulometria dos sedimentos de leito

A análise granulométrica dos sedimentos de leito, representada na Figura 8, permitiu identificar variações espaciais ao longo da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá, refletindo os contrastes entre os compartimentos de planalto e Pantanal. A granulometria constitui um parâmetro-chave para a compreensão da dinâmica fluvial, uma vez que influencia diretamente os processos de erosão, transporte e deposição de sedimentos (Sun *et al*., 2016).

Nos trechos de Manso Jusante, Acorizal e Passagem da Conceição (Planalto) observou-se predominância de areia média e fina, com baixa contribuição de frações maiores. Esse padrão sugere elevada energia fluvial, compatível com a morfologia de planalto, que favorece o transporte de partículas de menor diâmetro. Segundo Tucci (1998), áreas de maior declividade e intensidade hidrodinâmica tendem a reter menos sedimentos grosseiros, devido à capacidade de transporte mais seletiva.

A presença da UHE Manso, a montante desses pontos, pode estar contribuindo para a retenção das frações mais pesadas, como pedregulho e areia grossa, reduzindo sua disponibilidade a jusante. Fantin-Cruz *et al*. (2020) destacam que a implantação de barragens altera substancialmente a conectividade sedimentar dos rios, promovendo interrupções no fluxo de sedimentos e modificando as características granulométricas a jusante dos empreendimentos.

No ponto de Marzagão, por ser um trecho de leito rochoso não houve coleta de sedimentos.

No ponto amostrado do rio Coxipó, a composição granulométrica foi predominantemente de areia média. Esse trecho está localizado na porção inferior da sub-bacia, próximo à foz, o que favorece a deposição de partículas mais finas, um comportamento típico de áreas de menor energia, conforme descrito por Tucci (1998).

Em Santo Antônio, região da transição planalto-Pantanal, a análise revelou maior diversidade granulométrica, com presença de areia grossa, pedregulho fino, além de frações médias e finas. Essa heterogeneidade indica variações na energia do fluxo, características de áreas de transição entre segmentos de alta e média energia, onde processos erosivos locais ainda atuam de forma significativa. Carvalho (2008) ressalta que a redução gradual da energia hidráulica e da declividade ao longo do curso fluvial está associada à diminuição dos processos erosivos e à deposição de materiais transportados.

Nos pontos de Porto Cercado e Porto Jofre, no Pantanal, predominam sedimentos de areia média, com baixa ocorrência de frações mais grosseiras e pouca variação entre as amostras. Esse padrão é característico de ambientes de baixa energia, onde a deposição ocorre de forma mais estável e gradual. Conforme destacado por Tucci (1998), esses trechos apresentam menor capacidade de transporte, o que favorece a deposição seletiva de partículas intermediárias.

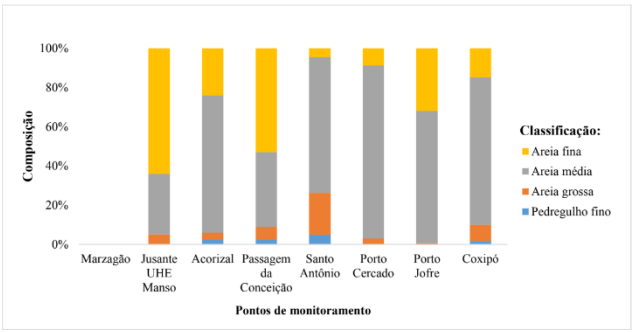


Figura 8. Análise da variação da composição granulométrica dos sedimentos de fundo nos diferentes trechos da bacia do Rio Cuiabá.

A variação longitudinal do transporte sedimentar na bacia é condicionada pela interação entre planalto e Pantanal. Nas áreas de planalto, a maior declividade favorece o transporte de partículas grosseiras, enquanto na planície a redução da energia do fluxo promove a deposição de sedimentos finos e a diminuição da carga mais pesada (Zhang *et al*., 2009). A presença de barragens altera a dinâmica natural, retendo sedimentos grosseiros a montante e alterando o equilíbrio do transporte a jusante (Jardim *et al*., 2020), o que pode impactar a morfologia do leito, a estabilidade fluvial e ecossistemas dependentes do aporte natural de sedimentos (Schumm, 2005).

Além disso, outras interferências antrópicas também contribuem significativamente para a variabilidade granulométrica. Em áreas urbanas ou fortemente impactadas, a variabilidade granulométrica pode ser intensificada pelo assoreamento decorrente da erosão das margens e pelo aporte de sedimentos oriundos do desmatamento e da atividade agrícola (Schulz *et al*., 2019). Esses dados são essenciais para entender os processos de erosão e deposição, além de subsidiar a gestão dos recursos hídricos e o monitoramento dos impactos ambientais no ecossistema.

Tendo em vista o curto período de monitoramento deste estudo, o acompanhamento contínuo é fundamental para avaliar a estabilidade fluvial, a biodiversidade aquática e a preservação dos ecossistemas associados (Barbosa; Rodrigues, 2020).

Considerações Finais

A análise integrada da concentração de sedimentos em suspensão e da granulometria dos sedimentos de fundo na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá evidenciou padrões espaço-temporais influenciados pela compartimentação geomorfológica e pelas intervenções antrópicas, em especial a UHE Manso. A jusante da barragem, observou-se uma redução significativa na concentração de sedimentos em suspensão, indicando interrupção na conectividade sedimentar. Em contraste, nas regiões do Pantanal, foram

registradas as maiores concentrações e variações, compatíveis com ambientes de deposição e influência alagável.

A análise temporal mostrou padrões sazonais relativamente atenuados, atribuídos à seca extrema de 2024 na região, que comprometeu os fluxos típicos de erosão e transporte sedimentar durante o período chuvoso. Ainda assim, mantiveram-se tendências de aumento da carga em meses de maior escoamento e redução nos períodos de estiagem.

A granulometria dos sedimentos revelou gradientes claros de deposição, com deposição de sedimentos mais grosseiros foram observados nos trechos de maior declividade e energia, enquanto frações mais finas se concentraram nos trechos do Pantanal. As barragens, além de interromperem o transporte de sedimentos mais pesados, contribuem para o desequilíbrio na distribuição granulométrica a jusante, o que pode afetar a estabilidade do leito e a funcionalidade ecológica dos sistemas fluviais.

Por fim, os resultados apresentados refletem um momento hidrológico extremo na bacia, intensificado pela atuação de hidrelétricas, e oferecem subsídios importantes para a compreensão de seus impactos no Pantanal, bem como para a análise da resiliência do sistema fluvial e da efetividade das políticas de gestão dos recursos hídricos.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer o apoio financeiro e institucional do projeto institucional REMHIPP - Rede De Monitoramento Hídrico Multifuncional Do Sistema Planalto-Pantanal (FINEP).

Referências bibliográficas

Associação Brasileira De Normas Técnicas; 2016. NBR 7181: Solo – Análise granulométrica dos solos. Rio de Janeiro: ABNT, p. 12.

Agência Nacional De Águas E Saneamento Básico; ANA: Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Disponível em: https://www.gov.br/ana/.

Barbosa, E. L.; Rodrigues, P. C.; 2020. Impactos da sedimentação na bacia do rio Cuiabá: estratégias de conservação. Revista de Estudos Ambientais, v. 15, n. 3, p. 201-2015.

Borella, D. R.; Souza A. P. *et al*.; 2022. Dinâmica do transporte de sedimentos na bacia do Rio Teles Pires, Cerrado-Amazônia, Brasil. Sustentabilidade, v. 14, n. 23, p. 16050.

Aquino, I. G.; 2017. Estudo da variação da descarga sólida em suspensão da sub-bacia do Riacho Fundo - Lago Paranoá, Brasília DF. Dissertação de Mestrado em Geociências, Universidade de Brasília, p. 101.

Campos, J. A.; Pedrollo, O. C.; 2023. Modelling and assessing how small hydropower facilities affect sediment transport by using fuzzy inference systems. Journal of Hydrology, v. 620, p. 129374.

Carvalho Júnior, O. A. de *et al*.; 2022. Revisões de Literatura da Geomorfologia Brasileira. Brasília: Selo Caliandra, 1057 p.

Carvalho, N. O.; 2008. Hidrossedimentologia prática. Rio de Janeiro: Interciência, ed. 2, p. 599.

Chiaranda, R.; Rizzi, N. E. *et al*.; 2022. Análise da precipitação e da vazão da bacia do Rio Cuiabá. Revista Brasileira de Ciências Agrárias, v. 7, n. 1, p. 117-122.

De Souza, C. A.; De Souza, J. B.; 2010. Pantanal mato-grossense: origem, evolução e as características atuais. Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros, Seção Três Lagoas, p. 34-54.

Downs, Peter W.; Piégay, Hervé.; 2019 Catchment-scale cumulative impact of human activities on river channels in the late Anthropocene: implications and challenges for geomorphology. Geomorphology, v. 336, p. 73–90. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2019.03.003.

Ekka, A.; Pande S**.** *et al*.; 2020. Anthropogenic modifications and river ecosystem services: a landscape perspective. Water, v. 12, n. 10, p. 2706.

Fantin-Cruz, I. *et al*.; 2020. Further development of small hydropower facilities will significantly reduce sediment transport to the Pantanal wetland of Brazil. Frontiers in Environmental Science, v. 8, 577748. DOI: https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.577748.

Figueiredo, D. M. D.; Dores, E. F. G. C.; Lima, Z. M. D.; 2018. Bacia do Rio Cuiabá: uma abordagem socioambiental. Cuiabá: EdUFMT, p. 716.

Gonçalves, H.; Mercante, M.; Santos, E.; 2011. Hydrological cycle. Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia, São Carlos, v. 71, n. 1 supl., p. 241–253. DOI: https://doi.org/10.1590/S1519-69842011000200003. PMID: 21537597.

Mohammad, M. E.; Al-Ansari, N. *et al*.; 2016. Sediment in Mosul Dam reservoir using the HEC-RAS model. Lakes & Reservoirs: Research & Management, v. 21, n. 3, p.235-244.

Jardim, P. F.; Melo M. M. M. *et al*.; 2020. A modeling assessment of large-scale hydrologic alteration in south American Pantanal due to upstream dam operation. Frontiers in Environmental Science, v. 8, p. 567450.

Krolow, C. M.; 2024. Efeitos das mudanças climáticas e do uso e cobertura da terra na disponibilidade hídrica na Bacia do Rio Cuiabá. Dissertação de Mestrado em Desastres Naturais, Universidade Estadual Paulista, p 76.

Lima, E. B. N. R.; Da Silva, J. A. *et al*.; 2022. Plano Da Bacia Hidrográfica Da Unidade de Planejamento e

Gerenciamento do Alto Rio Cuiabá (UPG P-4): diagnóstico ambiental. Cuiabá: Universidade Federal de Mato Grosso, p. 58.

Padilha, R.M.; 2020. Bacia Hidrográfica Do Rio Carapá, Mato Grosso: Caracterização ambiental, uso da terra e dinâmica fluvial. Universidade Estadual do Estado de Mato Grosso, Cáceres-MT, p. 153.

Prado, J.R.S; Figueiredo D. M. *et al*.; 2021. Variação da qualidade da água em relação à sazonalidade e ao uso da terra no sul da região amazônica. Caderno Prudentino de Geografia, v. 2, n. 43, p. 159-184.

Pupim, F. N.; 2014. Geomorfologia e paleo-hidrologia dos megaleque dos rios Cuiabá e São Lourenço, quaternário da bacia do Pantanal. Tese De Doutorado em Geociências e Meio Ambiente, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, p. 109.

Schulz, C., Whitney, B. S. *et al*.; 2019. Physical, ecological and human dimensions of environmental change in Brazil's Pantanal wetland: Synthesis and research agenda. Science of the Total Environment, p. 687: 1011-1027.

Schumm, S. A.; 2005, River Variability and Complexity: Cambridge, Cambridge University Press.

Silva, D. D.; Pruski, F. F. *et al*.; 2005. Efeito da cobertura nas perdas de solo em um Argissolo Vermelho-Amarelo utilizando simulador de chuva. Engenharia Agrícola, v.25, n.2, p. 409-419.

Siqueira, A.G.; Azevedo A. A. *et al*. 2013. Modificações fluviais à jusante de barragens. In: 14º Congresso Brasileiro de Geologia de Engenharia e Ambiental, p. 113-123.

Sun, X.; Li, C.; Kuiper, K. F. *et al*.; 2016. Human impact on erosion patterns and sediment transport in the Yangtze River. Global And Planetary Change, v. 143, p.88-99.

Tucci, C.E.M.; 1998. Modelos Hidrológicos. Editora da UFRGS com colaboração da ABRH, Porto Alegre, ed. 1, p. 652.

Walczak, N.; Walczak, Z. *et al*.; 2018. The Impact of Shrubby Floodplain Vegetation Growth on the Discharge Capacity of River Valleys. Water, p. 556-571.

Wohl E.; Scott D. N.; 2017. Wood and sediment storage and dynamics in river corridors. Earth Surface Processes and Landforms.

Zeilhofer, P.; Moura, R. M. P.; 2009. Hydrological changes in the northern Pantanal caused by the Manso dam: impact analysis and suggestions for mitigation. Ecological Engineering, p. 105–117.

Zhang, G.; Liu, B.; Han, Y.; Zhang, X. C.; 2009. Sediment transport and soil detachment on steep slopes: I. transport capacity estimation. Soil Science of America Journal, Madison, v.73, p.1291–1297.

ÁREA TEMÁTICA:

Dinâmica de Sedimentos em Rios Urbanos

5°CIH

INFLUÊNCIA DO ASSOREAMENTO NA PROPAGAÇÃO DE INUNDAÇÕES: ANÁLISE HIDRODINÂMICA E AVALIAÇÃO DO ÍNDICE DE PERIGO NA BACIA DO RIO JUNDIAÍ

Débora de Jesus Siqueira[1], Luis Fernando Murillo Bermúdez[2], Filipe Antonio Marques Falcetta[3], Marina Refatti Fagundes[4], Hugo de Oliveira Fagundes[5], André Luís Sotero Salustiano Martim[6]

[1]Universidade Estadual de Campinas, e-mail: d231831@dac.unicamp.br; [2]Universidade Estadual de Campinas, e-mail: luismurillo@fec.unicamp.br; [3]Universidade de São Paulo, e-mail: falcetta@ipt.br; [4]Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: marinarf95@hotmail.com.br; [5]Universidade Estadual de Campinas, e-mail: hugoo@unicamp.br; [6]Universidade Estadual de Campinas, e-mail: asmartim@unicamp.br

Palavras-chave: Assoreamento, Modelagem hidrodinâmica, Índice de perigo, Rio Jundiaí.

Resumo

O assoreamento é um dos principais fatores agravantes de inundações em bacias urbanizadas, alterando a capacidade de escoamento e ampliando riscos socioambientais. Este estudo avalia os impactos do assoreamento na dinâmica de inundações na bacia do Rio Jundiaí (SP), utilizando modelagem hidrodinâmica (HEC-RAS 6.0) e o Índice de Perigo (IP = y × v), com base em limiares hidráulicos estabelecidos na literatura. Três cenários foram simulados para um evento extremo TR 100 anos: (1) condição de referência (sem assoreamento), (2) assoreamento moderado (redução de 20% na profundidade) e (3) assoreamento severo (redução de 40%). Os resultados indicam que o assoreamento aumentou a área inundada em 12% (cenário moderado) e 28% (cenário severo), com elevação crítica do IP (> 4,0 m²/s) em zonas de alta energia hidráulica, enquanto áreas de baixa velocidade (v < 0,3 m/s) apresentaram expansão lateral da inundação. A deposição de sedimentos foi predominante em planícies de inundação e trechos com declividade < 0,3%, corroborando estudos prévios (Ghosh *et al*., 2022; Nazir *et al.*, 2016). Conclui-se que o assoreamento não apenas amplia a área alagada, mas também intensifica riscos hidrodinâmicos em regiões críticas, demandando estratégias integradas de gestão sedimentar.

Introdução

O assoreamento em rios urbanos resulta da combinação de processos naturais e antrópicos, como desmatamento, impermeabilização do solo e mudanças no uso da terra (Nazir *et al*., 2016). Na bacia do Rio Jundiaí, esse fenômeno é intensificado pela alta carga sedimentar de áreas degradadas, reduzindo a capacidade de vazão e elevando a frequência de inundações (Idhar *et al.,* 2024). Estudos recentes demonstram que a deposição de sedimentos em zonas de baixa energia hidráulica (v < 0,3 m/s) - como margens e planícies de inundação - altera a propagação de cheias (Ghosh *et al.,* 2022; USACE, 2016).

Este estudo avança nessa temática ao integrar:

- Análise de limiares de deposição com base em critérios hidrodinâmicos (velocidade e declividade);
- Avaliação do Índice de Perigo (IP) adaptado de Barros et al. (2016), combinando profundidade (y) e velocidade (v);

Área de Estudo

A bacia do Rio Jundiaí, em sua porção superior, abrange regiões urbanas e periurbanas que enfrentam desafios recorrentes com inundações, especialmente em períodos de chuvas intensas. Dentre as áreas mais vulneráveis, conforme figura 1, destacam-se:

- Bairros Jardim Santa Catarina e Jardim Santiago: Áreas residenciais localizadas em zonas de planície, sujeitas a alagamentos devido à baixa declividade e acumulação de sedimentos.
- Avenida Alfried Krupp (próxima à Thyssenkrupp): Ponto crítico de inundação, onde o transbordamento do rio interrompe o fluxo viário, afetando a mobilidade urbana e a segurança da população.
-

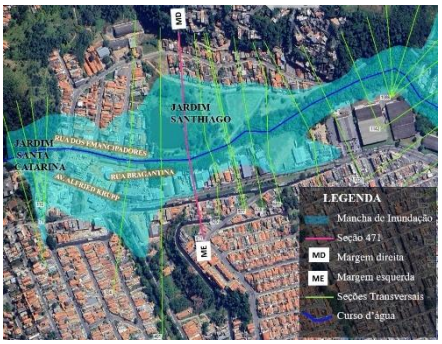


Figura 1: Região superior da Bacia do Rio Jundiaí, destacando áreas críticas.

Metodologia

Modelagem Hidrodinâmica

A modelagem hidrodinâmica foi realizada utilizando o software HEC-RAS versão 6.0. O modelo resolve as equações completas de Saint-Venant, que descrevem o fluxo de água em superfícies livres. Foram simulados três cenários distintos de condições do canal:

- Cenário 1, representando a condição de referência sem assoreamento, com profundidade média de 3,0 metros;
- Cenário 2, que simula um assoreamento moderado correspondendo a uma redução de 20% na profundidade média em relação ao Cenário A;

- Cenário 3, representando um assoreamento severo com redução de 40% na profundidade média. Para todos os cenários, foi simulado o mesmo evento hidrológico: uma cheia com tempo de retorno (TR) de 100 anos.

Critérios de Assoreamento

A identificação de áreas suscetíveis à deposição de sedimentos (assoreamento) foi baseada na velocidade da água (v). Adotou-se o critério estabelecido por Ghosh et al. (2022), no qual áreas com velocidade inferior a 0,3 m/s são consideradas zonas potenciais de deposição e, consequentemente, de assoreamento. Para a avaliação do risco associado à força do fluxo, foi calculado o Índice de Perigo (IP), definido como o produto entre a profundidade do fluxo (y) e sua velocidade (v) (IP = y × v), conforme metodologia proposta por Barros et al. (2016). A classificação do risco baseada neste índice segue os seguintes limiares: valores de IP inferiores a 0,2 m²/s indicam baixo risco; valores de IP entre 0,2 e 0,4 m²/s (inclusive) indicam risco médio; e valores de IP superiores a 0,4 m²/s são classificados como alto risco.

Resultados e Discussão

Os resultados demonstram impactos do assoreamento na dinâmica de inundações para eventos extremos (TR 100 anos), evidenciando padrões distintos de acordo com a severidade da deposição sedimentar (Tabela 1). No Cenário 2 (assoreamento moderado - redução de 20% na profundidade), verificou-se um aumento de 12% na área inundada (17,1 km² contra 15,2 km² da referência), onde a combinação entre redução da profundidade e aumento compensatório da velocidade em 25% (para manter a vazão) intensificou os transbordamentos. O Cenário 3 (assoreamento severo - redução de 40%) apresentou impactos ainda mais críticos, com a área alagada atingindo 19,5 km² (+28% em relação à referência) e alagamento permanente em 10 novas estações, incluindo zonas urbanas estratégicas como a Avenida Alfried Krupp, onde os transbordamentos comprometem a mobilidade urbana e a segurança da população (Figura 2).

A análise do Índice de Perigo (IP) revelou variações preocupantes: no Cenário 3, o IP máximo atingiu 4,02 m²/s (Station 45), com 50% mais zonas classificadas como alto risco (IP > 0,4 m²/s) em comparação ao cenário de referência. Essas áreas concentraram-se principalmente em canais principais, onde a velocidade atingiu 3,008 m/s devido à redução da seção transversal, e em estruturas urbanas vulneráveis. Esses resultados estão em concordância com os estudos de Ghosh *et al.* (2022), que demonstram que a deposição sedimentar em áreas de baixa energia hidráulica (v < 0,3 m/s) e declividade inferior a 0,3% não apenas reduz a capacidade de vazão, mas também altera os padrões de inundação, ampliando os riscos em regiões adjacentes.

Adicionalmente, observou-se que o aumento da área inundada nos cenários de assoreamento não ocorreu de forma linear, mas sim exponencial, indicando que pequenas reduções na profundidade podem levar a impactos desproporcionais em eventos extremos.

Tabela 1: Síntese dos impactos hidrodinâmicos.

Parâmetro	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Variação (2 vs. 1)	Variação (3 vs. 1)
Área Inundada (km²)	15,2	17,1	19,5	+12%	+28%
IP máximo (m²/s)	3.04	3.17	4.02	+4,3%	+32,2%
Stations alagadas (nº)	45	50	55	+11%	+22%
Velocidade máxima (m/s)	1,876	2,256	3,008	+20,3%	+60,4%
Zonas de alto risco (IP > 0,4) - estações	12	15	18	+25%	+50%

A Figura 2 apresenta a comparação espacial das manchas de inundação para os três cenários simulados, demonstrando a progressão dos impactos do assoreamento. No Cenário 1 (condição de referência), as áreas alagadas se restringem predominantemente ao canal principal do rio, seguindo seu traçado natural. O Cenário 2, que considera um assoreamento moderado com redução de 20% na profundidade, mostra uma expansão significativa da inundação para as planícies adjacentes, onde a combinação de baixa declividade e redução da capacidade de vazão favoreceu o transbordamento. Já no Cenário 3, que simula um assoreamento severo com redução de 40% na profundidade, observa-se a inundação de zonas urbanas a jusante, incluindo áreas críticas como a Avenida Alfried Krupp, evidenciando o potencial de danos a infraestruturas estratégicas quando os níveis de assoreamento atingem patamares mais elevados.

Figura 2: Manchas de inundação, destacando áreas críticas.

Comentários finais

As conclusões deste estudo revelam importantes relações não-lineares entre o grau de assoreamento e seus impactos hidrodinâmicos. As reduções de 20% e 40% na profundidade do canal resultaram em aumentos de 12% e

28% na área inundada, respectivamente, demonstrando uma relação exponencial entre a perda de capacidade de vazão e a expansão das áreas afetadas. Do ponto de vista dos mecanismos hidráulicos, identificou-se um comportamento distinto entre diferentes trechos do sistema. Nos canais principais, o aumento da velocidade (chegando a 60,4% no cenário mais severo) atuou como mecanismo compensatório para a redução da seção transversal, resultando em elevação crítica do Índice de Perigo. Por outro lado, nas áreas de planície, a redução da velocidade para valores inferiores a 0,3 m/s favoreceu a deposição de sedimentos e a consequente expansão lateral da inundação. Para a gestão adaptativa destes riscos, recomenda-se a implementação de medidas específicas, incluindo a dragagem seletiva nas estações 42 a 45, onde foram registrados os valores mais elevados do Índice de Perigo (superiores a 4,0 m^2/s), e o monitoramento remoto contínuo das zonas com declividade inferior a 0,3%, particularmente suscetíveis aos processos de assoreamento. Como perspectivas futuras, destaca-se a importância de avançar para modelagens tridimensionais que incorporem a dinâmica do transporte de sedimentos, permitindo prever com maior precisão os padrões de deposição ao longo do tempo. Paralelamente, torna-se fundamental desenvolver análises econômicas que comparem os custos das medidas de mitigação com os potenciais danos evitados, fornecendo subsídios robustos para a tomada de decisão no âmbito da gestão de recursos hídricos e do planejamento urbano.

Agradecimentos

Os autores manifestam seu reconhecimento à Fundação CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pelo apoio financeiro e institucional indispensável à realização desta pesquisa.

Referências bibliográficas

Ghosh, A. et al. (2022). Bank erosion and sediment yield in fluvial systems. Journal of Hydrology, 610, 127890.

Nazir, M.S. et al. (2016). Effect of riverbed degradation on floodplain inundation. IOP Conf. Ser.: Mater. Sci. Eng., 136, 012072.

USACE (2016). HEC-RAS User's Manual. U.S. Army Corps of Engineers.

Barros, M.T.L. et al. (2016). Flood Forecasting in Mega Cities. World Environmental and Water Resources Congress.

LIMITAÇÕES DO DESASSOREAMENTO ISOLADO: ESTUDO DE CASO NA MICROBACIA DO CÓRREGO DO CUSTODINHO (MG)

Renato Martins Gouvêa[1], Paulo Cesar Rocha[2], Ulisses de Souza Lima[3], Mairon Mesquita Ferri[4], Walison de Carvalho[5]

[1]Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Três Pontas/MG, e-mail: smma3@trespontas.mg.gov.br; [2]Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (UNESP), e-mail: paulo-cesar.rocha@unesp.br; [3]Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Três Pontas/MG, e-mail: smma1@trespontas.mg.gov.br; [4]Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Três Pontas/MG, e-mail: smma.secretario@trespontas.mg.gov.br; [5]Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), e-mail: walisoncarvalho@sabesp.com.br

Palavras-chave: Desassoreamento; Hidrossedimentologia; Microbacia hidrográfica.

Resumo

Este artigo analisa as limitações do desassoreamento isolado como medida de controle hidrossedimentológico, a partir de estudo de caso na microbacia hidrográfica do Córrego do Custodinho, manancial de abastecimento de Três Pontas (MG). Foram realizadas campanhas de medição de vazão em nove seções transversais ao longo do curso d'água, em dois períodos distintos (2022 e 2025), e executada intervenção pontual de dragagem manual em trecho de 60 metros (30 m a montante e 30 m a jusante da Ponte do Hilário). Os resultados apontam variações nas seções e vazões, influenciadas por processos erosivos e deposição de sedimentos. Seis meses após a intervenção, verificou-se reincidência de assoreamento no trecho dragado, com acúmulo de sedimentos superior a 1,5 m, evidenciando o caráter paliativo da medida. Conclui-se que o desassoreamento, quando não integrado a ações estruturantes como recuperação de Áreas de Preservação Permanente (APPs) e manejo do uso do solo, apresenta eficácia limitada para a sustentabilidade hídrica da microbacia hidrográfica.

Introdução e Problemática da Área de Estudos

Ao longo da sua evolução, a humanidade vem transformando os cursos d'água segundo as suas múltiplas necessidades, como a irrigação, abastecimento, geração e energia, bacia de esgotamento sanitário, pesca e recreação (Macedo; Magalhães Jr, 2020). Para o disciplinamento dos usos da água no Brasil, planejamento e gestão, foi instituída pela Lei nº 9.433/1997, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), que estabeleceu como um de seus fundamentos a adoção da bacia hidrográfica como unidade territorial para implementação da política e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH) (Brasil, 1997).

A vazão de um corpo hídrico tem fundamental importância nos estudos hidrogeomorfológicos e pode ser definida como o volume de água que passa numa determinada seção do rio por unidade de tempo, a qual é determinada pelas variáveis de profundidade, largura e velocidade do fluxo. A vazão é expressa comumente, no Sistema Internacional de Unidades (SI), em $m^3.s^{-1}$ (Costa et al., 2007; Sousa Sobrinho *et al.,* 2019).

No Brasil, os primeiros registros hidrometeorológicos datam de 1865 (ANA, 2025). Atualmente a Rede Hidrometeorológica Nacional é coordenada pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), sendo composta por mais de 4500 estações pluviométricas e fluviométricas, distribuídas em cerca de 1800 rios (ANA, 2017). Entretanto, nem todos os cursos d'água apresentam estações de monitoramento. A maior parte das estações hidrológicas estão instaladas em rios de maiores dimensões, que possuem interesse na geração de energia hidroelétrica ou irrigação. Nesse cenário, estudos em hidrogeomorfologia deparam-se com frequência com a necessidade de mensuração *in loco* das características de fluxo.

O desassoreamento consiste na remoção de sedimentos e vegetação invasora acumulados no leito de cursos d'água, constituindo-se em uma medida paliativa para situações emergenciais (Scottish Natural Heritage, 2017). No entanto, a chave para uma solução efetiva e sustentável reside na recuperação e revitalização das Áreas de Preservação Permanente (APPs) e de Reserva Legal (RL), as quais desempenham funções fundamentais na manutenção do equilíbrio hidrológico, controle de processos erosivos e mitigação do assoreamento de corpos hídricos (Tundisi; Matsumura-Tundisi, 2008).

Estudos conduzidos pela Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SMMA) do município de Três Pontas (SMMA, 2022) e por Gouvêa (2024) evidenciam que a microbacia hidrográfica do Córrego do Custodinho, apresenta uso e ocupação predominantes voltados para atividades agrícolas, destacando a cultura do café e a pecuária, além da presença de galpões comerciais, oficinas mecânicas e serviços de lavagem de veículos. Este cenário de uso e ocupação da terra, somado à baixa cobertura vegetal remanescente, acaba comprometendo a quantidade e a qualidade da água do manancial.

Desse modo, intervenções pontuais de dragagem manual podem ser necessárias em situações críticas, no caso de acúmulo excessivo de sedimentos em decorrência do manejo inadequado de lavouras nas cabeceiras dos cursos d'água, associadas a processos construtivos na bacia hidrográfica, como observado na microbacia hidrográfica do Córrego do Custodinho (SMMA, 2022).

Nessas circunstâncias, além de comprometer a dinâmica fluvial e a qualidade ambiental, o assoreamento excessivo

tem gerado transtornos à vizinhança, em especial relacionados a alagamentos, dificuldades de escoamento superficial e prejuízos à infraestrutura urbana circunvizinha (SMMA, 2022).

O presente artigo objetiva corroborar tais constatações, demonstrando que intervenções de dragagem, ainda que necessárias em caráter emergencial, não produzem resultados duradouros caso não sejam acompanhadas de ações estruturantes voltadas à recomposição de APPs, de RLs e à melhoria do manejo agrícola.

Materiais e Métodos

O Córrego do Custodinho é um dos principais mananciais de abastecimento do município de Três Pontas (MG), sendo responsável pelo abastecimento de água potável de aproximadamente 50% da população (SAAE, 2025). A microbacia integra a Unidade Estratégica de Gestão 3 - Afluentes do Rio Grande (UEG 3), e pertence à Circunscrição Hidrográfica do Entorno do Reservatório de Furnas (GD3), situada no sul do Estado de Minas Gerais (IDE-SISEMA, 2024). A área total da microbacia é de aproximadamente 16 km² (Figura 1).

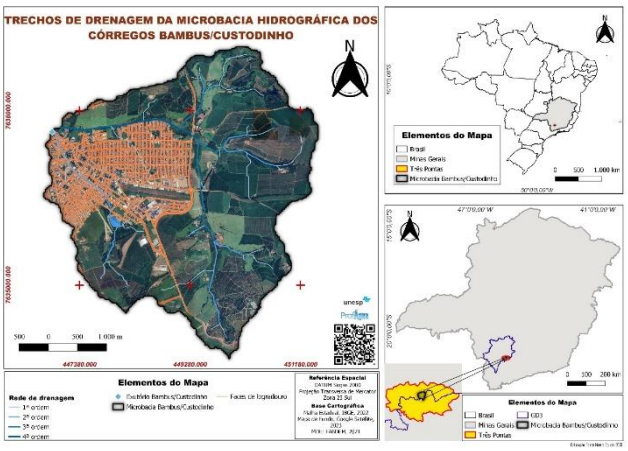


Figura 1: Microbacia hidrográfica do Córrego do Custodinho e seus trechos de drenagem. Fonte: Gouvêa (2024).

Foram realizadas campanhas de campo nos dias 10, 11 e 12 de outubro de 2022 e posteriormente nos dias 21 de março e 03 de abril de 2025. Em ambas as ocasiões foram aferidas nove seções hidráulicas com respectivas medições de vazão nos mesmos pontos amostrais. As coletas foram precedidas por ao menos três dias consecutivos de estiagem, visando assegurar a estabilização das condições hidrológicas de base. Os equipamentos utilizados incluíram: receptor GPS Garmin 64S (GPS/GLONASS) com precisão de 3 metros; estacas e cordas para marcação de seções; trena de aço 5 m x 19 mm (Vonder) com precisão de ±0,7 mm; baldes graduados; pás; carrinhos de mão; e outros instrumentos manuais (Figura 2).

Em 29 de agosto de 2024 foi iniciada uma ação conjunta entre a Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SMMA) e o Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE) para a limpeza e o desassoreamento de um trecho do Córrego do Custodinho, abrangendo 30 metros a montante e 30 metros a jusante da Ponte do Hilário, ponto de referência no local.

A metodologia de intervenção priorizou técnicas de baixo impacto, com execução de dragagem manual, de modo a minimizar a supressão de vegetação nativa e as perturbações físicas no leito do curso d'água. A equipe operacional foi composta por dois servidores do SAAE e quatro da SMMA (SMMA, 2024).

Figura 2: Etapa de desassoreamento do corpo hídrico. Autoria própria (2024).

Os sedimentos removidos foram inicialmente depositados em área de recepção temporária e, posteriormente, deslocados por retroescavadeira até a cava localizada a aproximadamente 100 metros, aproveitando a depressão existente, remanescente de um antigo barramento descomissionado, reduzindo o risco de carreamento de sólidos para o curso d'água (Figura 3).

A medição da vazão foi realizada pelo método do flutuador, conforme orienta a Environmental Protection Agency (1997). Foram realizadas campanhas de medição em dois períodos distintos: outubro de 2022 e março-abril de 2025, em nove seções transversais do córrego do Custodinho.

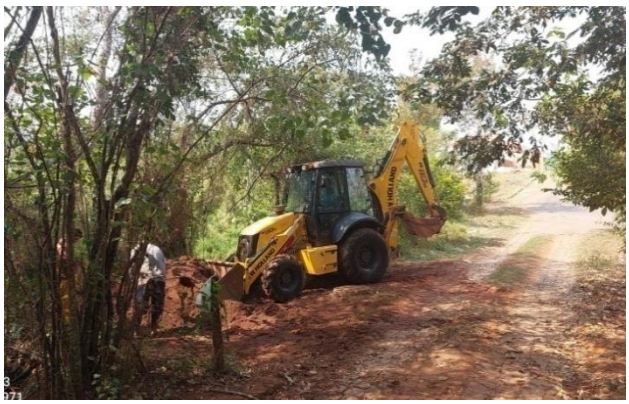


Figura 3: Remoção do material retirado do Córrego Custodinho. Fonte: Autoria própria (2024).

Resultados e Discussão

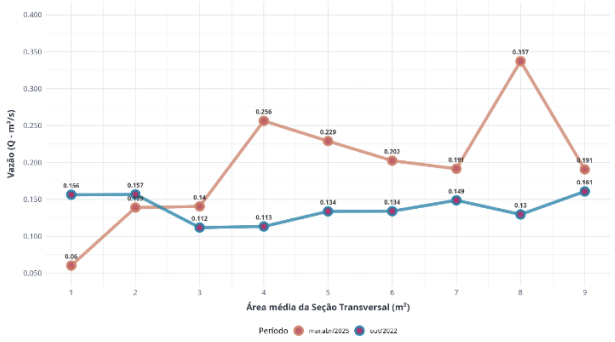
Os dados de área de seção transversal e vazão (Q) aferidos em ambos os períodos estão apresentados na Tabela 1.

Verifica-se, de forma geral, uma oscilação nas áreas médias das seções transversais entre as campanhas, o que pode ser atribuído, em parte, à margem de erro do equipamento

utilizado, bem como a pequenas alterações morfológicas naturais no canal entre os períodos.

Ao comparar os valores de vazão obtidos nas respectivas seções ao longo do canal, observa-se um comportamento heterogêneo, indicando possíveis interferências físicas no leito ao longo do curso d'água. Em 2022, os valores de vazão oscilaram entre 0,1118 $m^3.s^{-1}$ e 0,1607 $m^3.s^{-1}$, enquanto em 2025 as vazões variaram entre 0,0603 $m^3.s^{-1}$ e 0,3373 $m^3.s^{-1}$.

Tabela 1: Vazão (Q) e área da seção transversal



Assim, os principais pontos de destaque são:

Na Seção 1, observou-se uma redução significativa na vazão, passando de 0,1563 $m^3.s^{-1}$ em 2022 para 0,0603 $m^3.s^{-1}$ em 2025. Tal diminuição pode estar associada a recentes intervenções realizadas nas proximidades da Rodovia MG-167, onde houve exposição de solo em áreas adjacentes, favorecendo o carreamento de sedimentos para o leito do curso d'água.

Conforme argumenta Magalhães Junior e Barros (2020), os depósitos fluviais são constituídos por sedimentos transportados e depositados por cursos d'água, ou seja por fluxos concentrados em canais de escoamento, podendo ocorrer basicamente em três ambientes deposicionais, classificados de acordo com a sua posição, sendo eles os leitos fluviais, as planícies de inundação e os níveis deposicionais inativos. Este aporte de material particulado possivelmente resultou na redução da seção hidráulica útil, restringindo a capacidade de escoamento e afetando diretamente tanto o volume quanto a velocidade do fluxo, fenômeno já amplamente documentado por Costa *et al*. (2012) e Oliveira *et al*. (2020).

As Seções 2 e 3 mantiveram valores relativamente próximos nos dois períodos, com discreto aumento em 2025, o que pode indicar leve incremento de contribuição lateral ou pequenos depósitos de sedimentos não impactantes ao regime de escoamento.

Na Seção 4 verificou-se um aumento expressivo na vazão em 2025, com registro de 0,2564 $m^3.s^{-1}$, praticamente o dobro do valor obtido em 2022 (0,1132 $m^3.s^{-1}$). Este acréscimo pode estar relacionado à formação de microbarramentos ao longo do leito, decorrentes de processos erosivos, bem como ao aporte adicional de águas provenientes de contribuições laterais. Durante a campanha de campo, essa hipótese foi corroborada por observações *in loco*.

Adicionalmente, deve-se considerar a possibilidade de deslocamento pontual na localização da seção de medição em 2025, em função da margem de erro associada ao equipamento GPS utilizado, o que pode ter resultado no posicionamento da seção em um trecho morfologicamente mais alargado e hidrodinamicamente mais ativo. Nestes locais, a presença de desníveis ou pequenas quedas d'água pode gerar aceleração localizada do escoamento logo a jusante, em razão da conversão de energia potencial em energia cinética. Tal condição pode ter contribuído para o aumento da velocidade média registrada na medição, influenciando os valores de vazão observados, conforme fundamentos da hidráulica fluvial clássica (Chow, 1959; Henderson, 1966).

Na Seção 5 houve o acréscimo expressivo de vazão, de 0,1337 $m^3.s^{-1}$ para 0,2290 $m^3.s^{-1}$, compatível com o aumento significativo da área da seção transversal, de 0,4764 m^2 para 0,9344 m^2, indicando possível escavação natural do leito ou remoção de obstáculos.

As Seções 6 e 7 apresentaram crescimento moderado de vazão em 2025, com valores consistentes com pequenas variações na geometria de seção. A Seção 8 destacou-se pelo maior acréscimo de vazão observado, de 0,1295 $m^3.s^{-1}$ em 2022 para 0,3373 $m^3.s^{-1}$ em 2025, com aumento da área transversal de 0,4084 m^2 para 0,542 m^2, indicando alterações morfológicas significativas no trecho.

A Seção 9 manteve os valores de vazão semelhantes nos dois períodos, 0,1607 $m^3.s^{-1}$ em 2022 e 0,1906 $m^3.s^{-1}$ em 2025, o que pode indicar relativo equilíbrio hidráulico neste ponto, provavelmente em razão da existência de pequenas depressões ou microbarragens naturais que estabilizam o fluxo.

As discrepâncias observadas ao longo das seções confirmam a dinâmica fluvial ativa na microbacia hidrográfica, fortemente influenciada por processos erosivos, deposição de sedimentos, formação de galharias e presença eventual de microbarragens. Situações como essas são amplamente documentadas na literatura técnica de bacias hidrográficas urbanas e periurbanas; por exemplo, Corenblit, Tabacchi, Steiger e Gurnell (2007) destacam a interação entre os processos fluviais e a vegetação ao longo de corredores ripários, enquanto Oliver, Ikefuti e Ribeiro (2020) evidenciam a sensibilidade desses cursos d'água menores às alterações antrópicas e à instabilidade geomorfológica.

A análise revela que, apesar de eventos pontuais de desassoreamento, o controle efetivo do regime hidrossedimentológico da microbacia requer intervenções integradas, como recomposição vegetal nas margens, manejo adequado do uso do solo nas áreas de entorno e monitoramento contínuo da morfologia do leito. Tais medidas estão em consonância com as recomendações de Kondolf (2006) e de Majumdar e Avishek (2018), que destacam a importância da restauração integrada de zonas ripárias para o equilíbrio hidrossedimentológico e a melhoria da qualidade ambiental dos cursos d'água.

Em vistoria técnica realizada aproximadamente seis meses após a execução do desassoreamento (SMMA, 2025), constatou-se a rápida reincidência do assoreamento, com colunas de sedimentos chegando a cerca de 1,5 m de altura. Essa observação evidencia o caráter paliativo da dragagem isolada e reforça a necessidade de ações integradas de recuperação de APPs, manejo de uso do solo e monitoramento hidrossedimentológico. Essa abordagem é corroborada por Wohl et al. (2015), e evidenciada por Yan e Li (2023), que documentam perturbações hidrológicas e ressuspensão de sedimentos após dragagens sem medidas de recuperação associadas.

Comentários finais

A análise hidrossedimentológica da microbacia hidrográfica do Córrego do Custodinho evidencia que intervenções pontuais de desassoreamento, embora úteis em caráter emergencial, não promovem efeitos duradouros sobre a estabilidade fluvial quando desassociadas de ações

estruturantes. A reincidência do assoreamento no trecho dragado, verificada poucos meses após a intervenção, confirma o caráter paliativo da dragagem isolada e reforça a necessidade de estratégias integradas.

Neste contexto, destaca-se a relevância de uma avaliação técnica e econômica das ações empreendidas, considerando os custos operacionais da dragagem frente aos benefícios efetivos observados a curto prazo. Essa análise de custo-benefício pode subsidiar decisões futuras, permitindo maior racionalidade na priorização de intervenções.

Recomenda-se, com base nos resultados obtidos, a recomposição das Áreas de Preservação Permanente (APPs), o manejo adequado das atividades agropecuárias no entorno da microbacia hidrográfica e a implementação de um programa sistemático de monitoramento da dinâmica hidrossedimentológica. A previsão de novas campanhas de medição, em intervalos estratégicos, permitirá o acompanhamento da evolução morfológica do leito e dos efeitos das ações de recuperação adotadas.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Prefeitura Municipal de Três Pontas/MG pelo suporte institucional, à equipe da Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Três Pontas/MG pelo apoio técnico-operacional, à Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (UNESP) e ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua) pela formação de excelência e pelo incentivo à produção científica voltada à gestão integrada das águas. Agradecem, ainda, à Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), pelo apoio institucional e pela participação de seus profissionais na promoção da ciência aplicada à sustentabilidade hídrica.

Referências bibliográficas

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. 2017. Noções de pluviometria e fluviometria. Brasília, DF.

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. 2025. Portal Hidroweb, Brasília, DF.

Magalhães Junior, A. p.; Barros, L.F.P. 2020. Hidrogeomorfologia: formas, processos e registros sedimentares fluviais. Editora Bertrand Brasil.

Brasil. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF.

Chow, V.T. 1959. Open-channel hydraulics. New York: McGraw-Hill.

Corenblit, D.; Tabacchi, E.; Steiger, J.; Gurnell, A.M. 2007. Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics in river corridors: a review of complementary approaches. Earth-Science Reviews, [S.L.], v. 84, n. 1-2, p. 56-86, set. 2007. Elsevier

Costa, F.M.; Bacellar, L. A. P.; Silva, E. F. 2007. Vertedores portáteis em microbacias de drenagem. Rem: Revista Escola de Minas, v. 60, n. 2, p. 213–218.

Costa, C.W.; Dupas, F.A.; Pons, N.A.D. 2012. Regulamentos de uso do solo e impactos ambientais: avaliação crítica do plano diretor participativo do município de São Carlos, SP. Geociências (São Paulo), v. 31, p. 143–157.

Environmental Protection Agency. 1997. Stream flow. In: Environmental Protection Agency. Volunteer stream monitoring: a methods manual. Washignton: EPA 1997. Cap. 1, p. 134-138.

Gouvêa, R.M. 2024. Alternativas para mitigação de riscos de inundações: estudo de caso da microbacia hidrográfica dos córregos Bambus/Custodinho, Três Pontas/MG. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - UNESP, Ilha Solteira.

Henderson, F.M. 1966. Open channel flow. New York: Macmillan.

Kondolf, G.M. 2006. River restoration and meanders. Ecology and Society, v. 11, n. 2, art. 42.

Muhar, S.; Sendzimir, J; Jungwirth, M.; Hohensinner, S. 2018. Restoration in Integrated River Basin Management. Riverine Ecosystem Management, p. 273-299, Springer International Publishing.

Oliver, S. L.; Ikefuti, P.V.; Ribeiro, H. 2020. Cyanobacteria bloom variations and atmospheric variables, an environmental health contribution. Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science, v. 15, n. 4, p. 1, 13.

SAAE – Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Três Pontas. Relatório técnico de abastecimento público 2025. Três Pontas: SAAE, 2025.

Scottish Natural Heritage. 2025. Rivers and their catchments: river dredging operations. Information and Advisory. Note number 23.

Três Pontas. Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SMMA). Perspectivas quanto ao desenvolvimento urbanístico do Município de Três Pontas/MG. Três Pontas: SMMA, Color., 2022.

Secretaria Municipal De Meio Ambiente (SMMA). Relatório de intervenção de desassoreamento do Córrego do Custodinho. Três Pontas: Prefeitura Municipal, 2024.

SISEMA. Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Belo Horizonte: IDE-Sisema, 2024.

Sousa Sobrinho, J. et al. 2019. Comparação entre o método do flutuador e o molinete hidrométrico para estimativa de vazões em condutos livres. Rev. Elet. Educação da Faculdade Araguaia, v. 14, n,2, p. 103-110.

Tundisi, J. G., Matsumura-Tundisi, T. 2008. Limnologia. Oficina de Textos, São Paulo, 632p., 2008.

Wohl, E.; Lane, S. N.; Wilcox, A. C. 2015. The science and practice of river restoration. Water Resources Research, v. 51, n. 8, p. 5974-5997, American Geophysical Union (AGU).

Yan, J.; Li, F. 2023. Effects of sediment dredging on freshwater system: a comprehensive review. Environmental Science and Pollution Research, v. 30, n. 57, p. 119612-119626.

ÁREA TEMÁTICA:

Economia Circular e Reutilização de Sedimentos

5°CIH

ECONOMIA CIRCULAR E SEDIMENTOS HÍDRICOS: UMA ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA SOBRE O ESTADO DA ARTE EM REUSO E VALORIZAÇÃO

Mauro Donizeti Berni[1], **Luiz Gustavo Antonio de Souza**[2]

[1]*Núcleo Interdisciplinar de Planejamento Energético (NIPE), UNICAMP, mberni@unicamp.br,* [2]*Depto de Economia de Campos, Universidade Federal Fluminense (UFF), lgasouza@id.uff.br*

Palavras-chave: Economia Circular; Sedimentos Hídricos; Reuso; Análise Bibliométrica.

Resumo

A transição de uma economia linear para uma economia circular (EC) é crucial para mitigar a pressão sobre os recursos naturais e minimizar o desperdício, especialmente no contexto da gestão de resíduos. Entre os desafios ambientais, o acúmulo e o manejo de sedimentos hídricos representam uma questão complexa, mas também uma oportunidade significativa para a criação de produtos de alto valor agregado. Este artigo propõe um estudo bibliométrico para investigar o estado-da-arte da aplicação dos princípios da EC no reuso de sedimentos hídricos, com foco na geração de valor. Serão abordadas as lacunas de pesquisa e as tendências emergentes na literatura científica internacional, identificando as principais áreas de conhecimento, periódicos, autores e países que lideram as publicações neste campo. A metodologia envolverá uma busca sistemática na base de dados *Web of Science*, utilizando uma combinação estratégica de palavras-chave. Os resultados indicam o crescimento do interesse acadêmico na área, as principais rotas de valorização dos sedimentos, e o potencial transformador da EC para o desenvolvimento sustentável e a otimização da cadeia de suprimentos.

Introdução

As bases do pensamento econômico tradicional, pautadas em um modelo linear de "extrair, produzir, usar e descartar", têm sido crescentemente questionadas em face dos crescentes desafios ambientais, como a escassez de recursos naturais e a geração massiva de resíduos. Nesse cenário, a Economia Circular (EC) emerge como um paradigma transformador, buscando redefinir a noção de crescimento ao dissociar a atividade econômica do consumo de recursos finitos e eliminar o desperdício desde a concepção dos produtos e processos. Conforme destacado pela Ellen MacArthur Foundation (EMF), a EC foca em três princípios fundamentais: eliminar resíduos e poluição, manter produtos e materiais em uso, e regenerar sistemas naturais (EMF, 2017).

A aplicabilidade da EC abrange diversos setores, desde a indústria manufatureira até o tratamento de efluentes, e se estende a fluxos de resíduos específicos que antes eram vistos apenas como passivos ambientais. Um exemplo notável e de crescente relevância é o aproveitamento econômico de resíduos de sedimentos hídricos. Esses sedimentos, provenientes de dragagens de rios, portos, reservatórios e estações de tratamento de água e esgoto, representam um volume considerável de material que, se não gerenciado adequadamente, pode causar impactos ambientais e gerar custos significativos. A EC propõe uma visão inovadora para esses materiais, transformando-os em produtos de alto valor agregado e reinserindo-os na cadeia de suprimentos, objetivando reduzir a pressão sobre os recursos naturais e minimizar o desperdício.

Apesar do reconhecimento crescente do potencial dos sedimentos hídricos como recurso, a pesquisa sobre a aplicação sistemática dos princípios da EC nesse domínio ainda apresenta lacunas. Compreender o panorama atual da produção científica é fundamental para identificar tendências, desafios e oportunidades para a inovação.

Neste diapasão, este artigo tem como objetivo geral abordar as lacunas de pesquisa na aplicação dos princípios da EC no aproveitamento de sedimentos hídricos, fornecendo uma visão geral atualizada dos principais temas, tendências e desafios. Para tanto, usa uma abordagem bibliométrica, buscando destacar o potencial transformador da adoção da EC, focando em estratégias para redução de resíduos, eficiência de recursos e otimização da cadeia de suprimentos para apoiar o desenvolvimento sustentável.

Fundamentação Teórica

A Economia Circular é um modelo econômico restaurativo e regenerativo por design, que visa manter produtos, componentes e materiais em seu mais alto nível de utilidade e valor, diferenciando-se fundamentalmente do modelo linear de produção e consumo. A EMF é uma das principais promotoras da EC, descrevendo-a através de quatro blocos constitutivos: design da economia circular; modelos de negócio inovadores; ciclos reversos (onde os materiais retornam ao sistema produtivo); e capacitadores e condições sistêmicas favoráveis (Weetman, 2019).

O diagrama sistêmico da EC, conhecido como "diagrama borboleta", pode ser adaptado para sedimentos hídricos, visando a análise do fluxo contínuo de materiais técnicos e biológicos, enfatizando a recirculação e a valorização. Este diagrama, ilustra o fluxo contínuo de materiais em uma economia circular. São dois ciclos principais: o técnico e o biológico. No ciclo técnico, os produtos e materiais são mantidos em circulação por meio de processos como reúso, reparo, remanufatura e reciclagem. No ciclo biológico, os nutrientes de materiais biodegradáveis são devolvidos à Terra para regenerar a natureza (ver Figura 1)

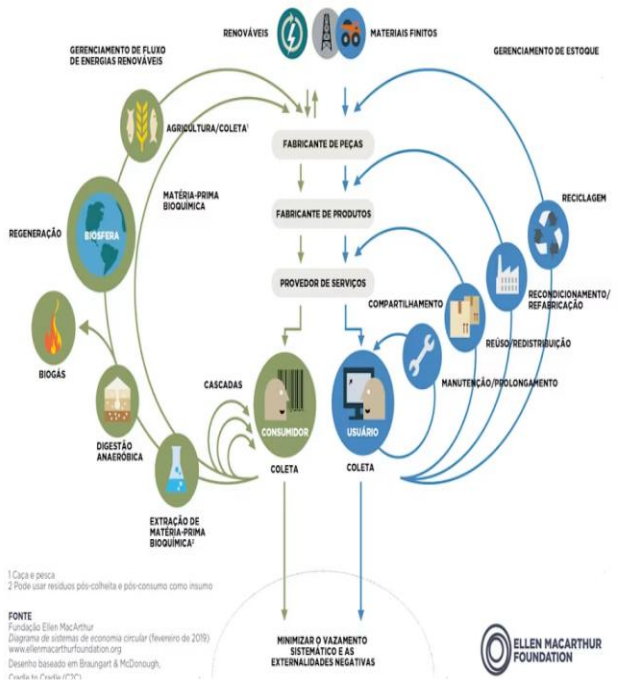


Figura 1: Diagrama Borboleta. Fonte: EMF, 2017

Sedimentos Hídricos como Recurso na EC

Sedimentos hídricos são materiais particulados acumulados em ambientes aquáticos, como rios, lagos, reservatórios e áreas portuárias.

O manejo desses sedimentos, frequentemente removidos por dragagem para manter a navegabilidade, controlar enchentes ou restaurar ecossistemas, tem sido tradicionalmente visto como um problema de descarte, com altos custos e impactos ambientais associados ao seu depósito em aterros ou áreas oceânicas.

No entanto, a perspectiva da EC propõe que esses sedimentos sejam reconhecidos como um recurso valioso, contendo minerais, matéria orgânica e outros componentes que podem ser recuperados e transformados. O reuso de sedimentos hídricos representam uma estratégia crucial para reduzir a pressão sobre a extração de recursos virgens, minimizar a geração de resíduos e, ao mesmo tempo, gerar valor econômico.

Isso inclui o desenvolvimento de tecnologias para a descontaminação, estabilização e transformação dos sedimentos em materiais de construção (cimento, tijolos, agregados), substratos para agricultura, ou para recuperação de solos degradados, entre outras aplicações inovadoras. A integração desses materiais na cadeia de suprimentos dos setores econômicos pode gerar produtos de alto valor agregado, contribuindo para o desenvolvimento sustentável.

Inovação e Valorização de Sedimentos

A inovação é um pilar fundamental da EC e, particularmente, do aproveitamento de resíduos complexos como os sedimentos hídricos. De acordo com o Manual de Oslo (OECD, 1997), inovação abrange não apenas novos produtos ou serviços, mas também processos significativamente melhorados, novos métodos de marketing ou organizacionais. No contexto da valorização de sedimentos, a inovação se manifesta em:

• Inovação de Processo: Desenvolvimento de novas técnicas de tratamento e separação de materiais nos sedimentos.

• Inovação de Produto: Criação de novos materiais ou produtos a partir dos sedimentos tratados (materiais de construção ecológicos, fertilizantes, etc.).

• Inovação de Modelo de Negócio: Estabelecimento de cadeias de valor reversas, modelos de servitização para o manejo de sedimentos, ou plataformas de mercado para materiais reciclados.

A transformação de sedimentos em produtos de alto valor agregado exige pesquisa e desenvolvimento em novas tecnologias e abordagens, superando desafios técnicos e regulatórios. A capacidade de "transformar ideias em realidade e lhes capturar o valor" (Tidd & Bessant, 2015) é essencial para o sucesso da valorização de sedimentos, exigindo um gerenciamento eficaz dos desafios em cada fase, desde a concepção até a implementação e captura de valor.

Metodologia

Este estudo adota uma abordagem quantitativa, de caráter bibliométrico, para analisar o estado-da-arte da pesquisa sobre Economia Circular no reuso e reciclagem de sedimentos hídricos. A bibliometria é uma ferramenta essencial para a avaliação da ciência e da tecnologia, permitindo identificar tendências de crescimento, áreas de dispersão de conhecimento, autores e instituições produtivas, e periódicos relevantes (Soares et al., 2016). O procedimento de análise será baseado nas diretrizes de Souza et al. (2015) para avaliação do impacto da ciência.

A busca foi realizada na base de dados ISI Web of Science (*Web of Science Core Collection*), reconhecida por sua abrangência e rigor científico, e oferecem funcionalidades avançadas para análise bibliométrica. A data de acesso para a coleta dos dados foi realizada no mês de junho de 2025, garantindo a inclusão das publicações mais recentes.

As palavras-chave (em inglês) foram selecionadas e combinadas para capturar a essência da área em foco, abrangendo os conceitos de EC, tipos de sedimentos, processos de valorização e o objetivo de agregação de valor. A estratégia de busca utilizará operadores booleanos (AND, OR) e o truncamento de termos (asterisco *) para maximizar a relevância e o escopo da pesquisa.

As palavras-chave, utilizadas nos campos de Título, Resumo, Palavras-chave do Autor (Author Keywords) e KeyWord Plus (algoritmo da ISI WoS que gera palavras-chave sem influência dos autores, buscando isenção de valor na definição), foram as seguintes:

Pergunta-Chave

TS=(("Circular Economy" OR "Circularity") AND ("Water Sediment*" OR "Aquatic Sediment*" OR "River Sediment*" OR "Dredged Material*" OR "Sediment Management") AND ("Reuse" OR "Recycling" OR "Valorization" OR "Value-Added Product*" OR "New Product*" OR "Innovation" OR "Sustainability" OR "Resource Efficiency" OR "Waste Minimization"))

Esta combinação visa abranger os principais temas levantados no título e no contexto fornecido, incluindo a "Gestão de Sedimentos", "Sustentabilidade" e "Novos

Produtos", em consonância com a necessidade de identificar a interseção entre Economia Circular e a valorização de sedimentos hídricos.

Critérios de Inclusão e Exclusão

São incluídos no estudo artigos de periódicos e revisões. Não foram considerados teses, dissertações, livros, capítulos de livros ou anais de conferências, a menos que sejam publicados como artigos em periódicos indexados na *Web of Science*.

Não houve restrição de idioma ou ano de publicação, embora se esperava uma concentração de publicações mais recentes devido à emergência do tema.

Análise Bibliométrica

Após a coleta dos dados, foram aplicadas as seguintes análises bibliométricas, espelhando os pontos-chave de investigação de estudos similares (Souza et al., 2015 e Pereira et al., 2020):

• Distribuição das Publicações por Ano: Avaliar a frequência de artigos ao longo do tempo para identificar a evolução e o crescimento do interesse na área, e possivelmente identificar picos de publicação.

• Artigos por Área de Conhecimento: Identificar as principais categorias temáticas e disciplinas científicas nas quais as publicações estão concentradas, como "environmental sciences", "engineering environmental" e "green sustainable science technology".

• Principais Periódicos de Publicação: Apontar as revistas científicas que mais publicam sobre o tema, revelando os veículos de comunicação mais relevantes para a disseminação do conhecimento na área.

• Principais Autores: Identificar os pesquisadores mais prolíficos, analisando o número de publicações por autor e a presença de potenciais "autores-chave".

• Principais Países: Verificar a origem geográfica dos autores e das instituições de pesquisa, indicando as regiões que mais contribuem para o avanço do conhecimento na área e possíveis redes de colaboração internacional.

• Artigos Mais Citados: Analisar os artigos com o maior número de citações, que são indicativos da relevância e do impacto na literatura científica, fornecendo um caminho para aprofundar o conhecimento no tema.

Discussão dos Resultados

Na Figura 2 os dados bibliométricos revelam que o estado-da-arte em economia circular e sedimentos hídricos possuem maior concentração de pesquisa nas Ciências Ambientais (14 artigos), seguido da área de Ciência e Tecnologia Verde Sustentável (6), Engenharia Civil (6) e Engenharia Química (6) de acordo com as categorias da Web of Science (ver Figura 2). Derivado diretamente das áreas de conhecimento, os periódicos seguem comportamento similar.

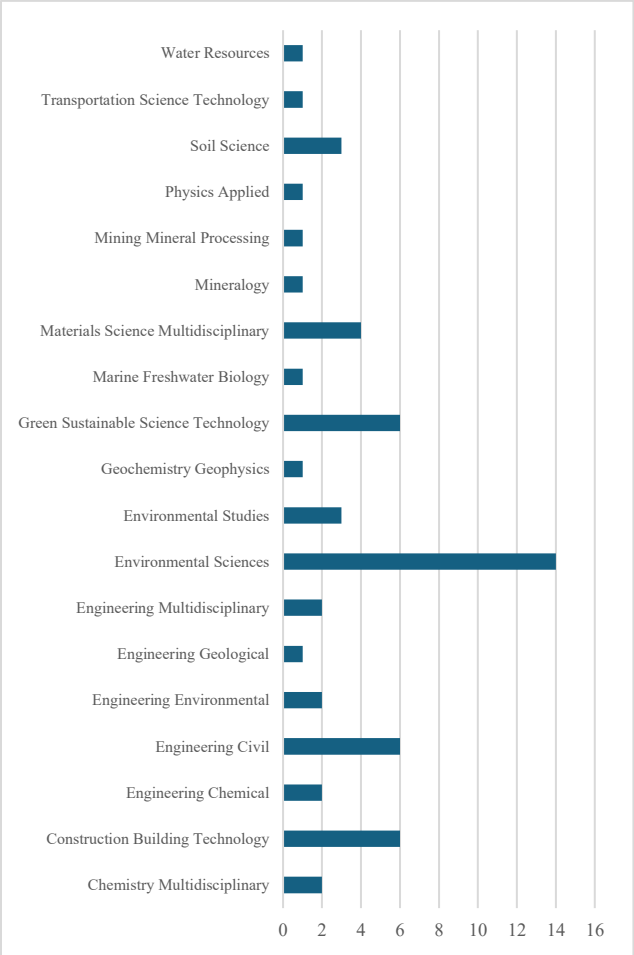


Figura 2: Relevância das Áreas de Conhecimento Web of Science. Fonte: Elaborado a partir WoS (2025).

A Figura 3 identifica que há maior concentração dos artigos no Journal of Soil and Sediments (3 artigos) e no Sustainability (3). Em um segundo grupo destacam-se o periódico Buildings (2) e Construction and Building Materials (2) ambos da área de Engenharia Civil.

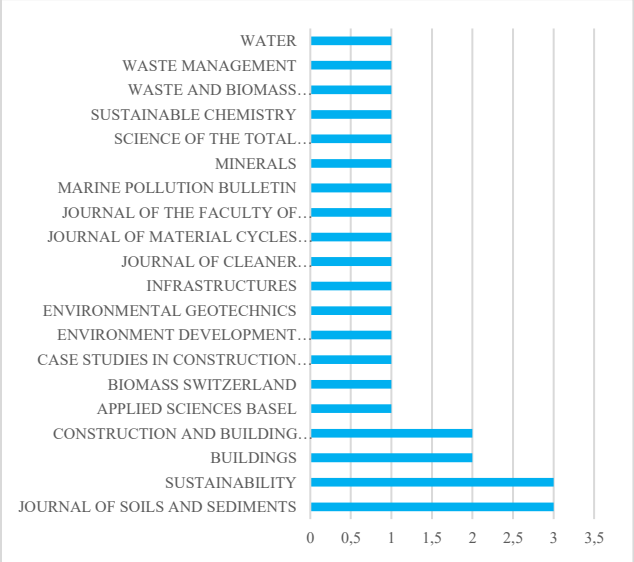


Figura 3: Principais Periódicos de Publicação. Fonte: Elaborado a partir WoS (2025).

Em relação à motivação científica pela área, a Figura 4 apresenta a evolução do número de artigos de forma decrescente. Considerando o ano 2025 como corrente, isto é, passível de aumento do número de artigos até a sua finalização, considera-se um crescimento rápido a partir de 2000, passando de 3 artigos publicados para 6 em 2024. Os dados mostram que a área de pesquisa possui pelo menos dois autores com maior destaque através do número de artigos publicados: Abriak (3 artigos) e Afolayan (2). Os demais autores possuíam apenas 1 artigo publicado (ver Figura 5).

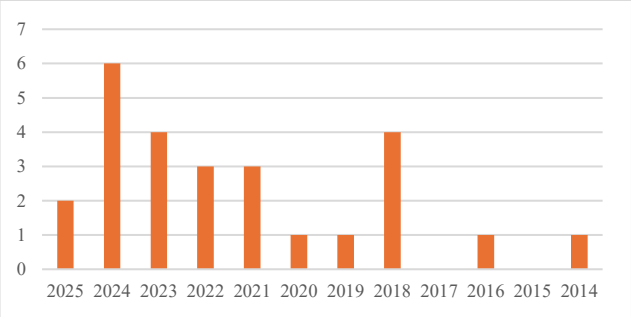


Figura 4: Evolução das Publicações ao Longo do Tempo. Fonte: Elaborado a partir WoS (2025).

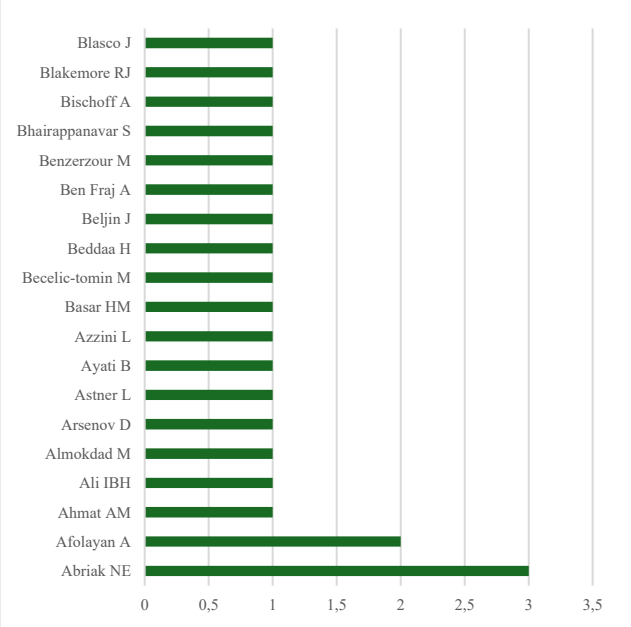


Figura 5: Principais Autores. Fonte: Elaborado a partir WoS (2025).

A Figura 6 apresenta o mapa de distribuição das publicações. A intensidade da cor representa maior número de publicações de origem de determinado país. Não obstante, a classificação pode ser destacada na Figura 7, com França, Alemanha, Inglaterra, República Tcheca e Brasil na liderança.

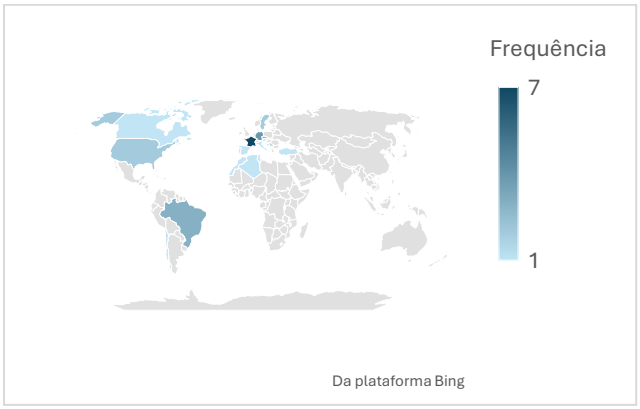


Figura 6: Mapa de distribuição das publicações. Fonte: Elaborado a partir WoS (2025).

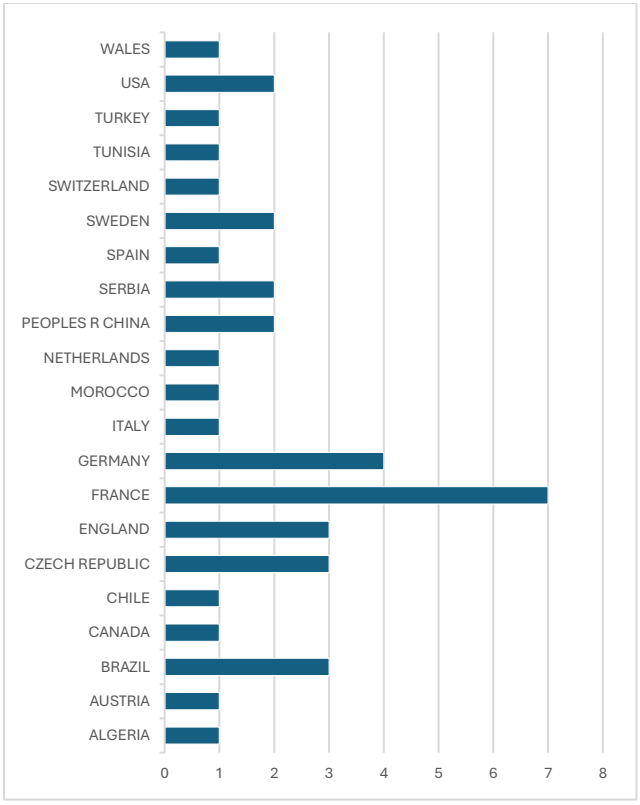


Figura 7: Principais Países. Fonte: Elaborado a partir WoS (2025).

Artigos Mais Citados

De uma total de 26 publicações selecionadas no período de 2021 a 2025, a Tabela 1 mostra os dez (10) principais artigos focando o aproveitamento de sedimentos.

Destaca-se que tais artigos tiveram um total de 422 citações correspondendo a uma média anual de 42,2 citações. Conforme pode ser observado no Quadro 1 o número de artigos e citações vem em um crescente a partir de 2021, tendo-se fortes indicativos que em 2025 as citações ultrapassem 2024. Este quadro demonstra a preocupação recente com a problemática dos sedimentos e o seu aproveitamento econômico com sustentabilidade ambiental, não obstante verificar-se que ainda não se tem no Brasil um marco regulatório que induza uma maior alavancagem em direção a dita economia circular.

Em 2004, em termos de marco regulatório o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), aprova a primeira regulamentação brasileira sobre os procedimentos para avaliação de dragagens: a Resolução CONAMA n° 344/04, que estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras, e dá outras providências. Conforme Frohlich et. Al. (2015) a CONAMA n° 344/04 estabeleceu que, no prazo de cinco anos, contados da data de sua publicação, haveria uma revisão para que fossem estabelecidos os valores orientadores nacionais para a classificação do material dragado. Tal revisão ocorreu, o que culminou na publicação da Resolução CONAMA n° 454/12. Resolução CONAMA n° 454/12 refinou os valores orientadores nacionais para a classificação do material dragado, como também regulamentou aspectos relevantes relacionados ao licenciamento ambiental de dragagens e ao gerenciamento e disposição de material dragado, prescindindo de um novo refinamento vis-à-vis a economia circular.

Tabela 1: Citações de artigos científicos entre 2021 e 2025

Referência do Artigo (Título, Autores e Periódico)	Número de Citações				
	2021	2022	2023	2024	2025
Use of clay in the manufacture of lightweight aggregate Ayati, B; Ferrándiz-Mas, V; (...); Cheeseman, C CONSTRUCTION AND BUILDING MATERIAL	17	22	20	20	10
Securing a port's future through Circular Economy: Experiences from the Port of Gavle in contributing to sustainability Carpenter, A; Lozano, R; (...); Astner, L MARINE POLLUTION BULLETIN	13	10	13	3	3
Commercial African Catfish (Clarias gariepinus) Recirculating Aquaculture Systems: Assessment of Element and Energy Pathways with Special Focus on the Phosphorus Cycle Strauch, SM; Wenzel, LC; (...); Palm, HW SUSTAINABILITY	8	7	8	11	5
Synthesis of dominant plastic microfibre prevalence and pollution control feasibility in Chinese freshwater environments Xu, YY; Chan, FKS; (...); Xu, YY SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT	4	11	5	6	2
Reuse of dredged material as a way to tackle societal challenges Brils, J; de Boer, P; (...); de Boer, E JOURNAL OF SOILS AND SEDIMENTS	3	4	5	2	2
Towards sustainable futures: A review of sediment remediation and resource valorization techniques Yang, H; Feng, Q; (...); Zhang, Y JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION	0	0	0	11	9
Recycling of Mineral Solid Wastes in Backfill Road Materials: Technical and Environmental Investigations Mkahal, Z; Mamindy-Pajany, Y; (...); Abriak, NE WASTE AND BIOMASS VALORIZATION	1	3	7	5	4
Formulation of Compressed Earth Blocks Stabilized by Glass Waste Activated with NaOH Solution Larbi, S; Khaldi, A; (...); Abriak, NE SUSTAINABILITY	0	4	3	4	3
The Necessity of a Global Binding Framework for Sustainable Management of Chemicals and Materials-Interactions with Climate and Biodiversity Steinhäuser, KG; Von Gleich, A; (...); Körner, W SUSTAINABLE CHEMISTRY	0	2	3	7	1
Beneficial Uses of Dredged Material in Green Infrastructure and Living Architecture to Improve Resilience of Lake Erie Bhairappanavar, S; Liu, R and Coffman, R INFRASTRUCTURES	1	2	2	4	3

Comentários finais

A busca por soluções para os desafios impostos pela economia linear tem impulsionado a pesquisa em Economia Circular, e a valorização de resíduos como os sedimentos hídricos representa um campo de pesquisa com vasto potencial e relevância. Este artigo, ao propor uma análise bibliométrica detalhada, visa não apenas mapear o conhecimento existente, mas também destacar as lacunas e oportunidades para o avanço científico nesse domínio.

A expectativa é que os resultados da análise bibliométrica confirmem o crescimento expressivo do interesse acadêmico na Economia Circular aplicada ao reuso e reciclagem de sedimentos hídricos, com uma forte concentração em áreas relacionadas à sustentabilidade e engenharias ambientais. A identificação dos principais autores, periódicos e países permitirá uma melhor compreensão da dinâmica da pesquisa global e poderá fomentar a formação de novas redes de colaboração. O Brasil, diante de um cenário ainda incipiente, tem uma oportunidade estratégica de investimento em pesquisa e desenvolvimento nesta área, transformando um passivo ambiental em um vetor de inovação e desenvolvimento sustentável.

Para aprofundamento da pesquisa, propõe-se um estudo qualitativo subsequente, que compare as metodologias e conclusões dos artigos mais relevantes, a fim de averiguar as aplicações práticas e as rotas tecnológicas mais promissoras para a transformação de sedimentos hídricos em produtos de alto valor agregado. Essa abordagem combinada – quantitativa (bibliometria) e qualitativa (revisão aprofundada) – trará à tona a essência da pesquisa científica: a geração e a profusão de conhecimento útil para a sociedade.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao suporte da infraestrutura e equipamentos do NIPE/UNICAMP e o apoio financeiro do Centro Paulista de Biogás e Bioprodutos (CP2B).

Referências

EMF, ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2017. Economia Circular. Disponível em: https://www.ellenmacarthurfoundation.org/pt/economia-circular/conceito. Acesso em: 13 jun. 2025.

Frohlich et. al, A evolução do processo de avaliação e gerenciamento de material relacionado às atividades de

dragagem no Brasil: Uma análise comparativa entre as Resoluções CONAMA n° 344/04 e n° 454/12, Revista Engenharia Sanitária Ambiental, v.20, n.1, jan/mar 2015, pp. 131-140.

OECD, ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). 1997. Manual de Oslo: Proposta de Diretrizes para Coleta e Interpretação de Dados de Inovação. Disponível em: https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/manualoslo.pdf. Acesso em: 13 jun. 2025.

Pereira et. al., 2020. Economia Circular e Inovação: um estudo bibliométrico. In: XXII ENGEMA - Encontro Internacional sobre Gestão Empresarial e Meio Ambiente, 2020, São Paulo. Anais do XXII ENGEMA.

Soares et al., 2016. Análise bibliométrica da produção científica brasileira sobre Tecnologia de Construção e Edificações na base de dados Web of Science. Ambiente Construído, Porto Alegre, v. 16, n. 1, p. 175-185.

Souza, L. G. A. de et al. (2015). Collaborative Networks as a measure of the Innovation Systems in second-generation ethanol. Scientometrics, v. 103, n. 2, p. 355-372.

Tidd, J.; Bessant, J., 2015. Gestão da Inovação. 5 ed. Tradução de Félix Nonnenmacher. Porto Alegre: Bookman. Weetman, C., 2019. Economia Circular: conceitos e estratégias para fazer negócios de forma mais inteligente, sustentável e lucrativa. 1 ed. Tradução de Afonso Celso da Cunha Serra. São Paulo: Autêntica Business.

ÁREA TEMÁTICA:

Erosão e Sedimentação em Bacias Hidrográficas

5°CIH

EVOLUCIÓN DEL MONITOREO DE LA EROSION COSTERA EN EL EMBALSE DE ITAIPU (MARGEN DERECHA)

Inchausti Luz Paola[1], Molinas Franklin[2], Sánchez José[3], Ramírez Rubén[4]; y Bareiro Gustavo[5].

[1]Itaipu Binacional, e-mail: luzpaola@itaipu.gov.py; [2]Itaipu Binacional, e-mail: fima@itaipu.gov.py; [3]Itaipu Binacional, e-mail: josega@itaipu.gov.py; [4]Itaipu Binacional, e-mail: rubenj@itaipu.gov.py; [5]GeoGIS, e-mail:gusbareiro@gmail.com.

Palabras-claves: Erosión; Fotogrametría; DSAS.

Introducción

El embalse de Itaipú, ubicado en el río Paraná en la frontera entre Paraguay y Brasil, constituye una de las mayores reservas artificiales de agua dulce del continente sudamericano. Con una extensión de aproximadamente 170 kilómetros y una superficie inundada de 1350 km², su construcción y operación están reguladas por el *Tratado entre la República del Paraguay y la República Federativa del Brasil*, firmado en 1973 (Itaipú Binacional, n.d.). Desde su puesta en funcionamiento, el embalse ha sido objeto de numerosos estudios relacionados con la hidrodinámica, la calidad del agua y los procesos morfológicos costeros (Molinas, 2024), entre los cuales destaca el monitoreo del retroceso de la línea de costa.

El monitoreo de este fenómeno inició en el año 1993, mediante la implementación del Método de Pinos y Estacas. Esta técnica consistía en la colocación de estacas de madera alineadas, equidistantes y perpendiculares a la línea de costa, sobre las cuales se realizaban mediciones periódicas para determinar el avance o retroceso de la línea de costa (Inchausti, 2024). Si bien este método permitía obtener datos confiables a escala muy local, su aplicación demandaba extensas campañas de campo, así como una considerable cantidad de profesionales y recursos logísticos. Además, su carácter puntual dificultaba la expansión del análisis a zonas más amplias y, por consiguiente, la obtención de series temporales continuas y representativas. Ante estas limitaciones, se exploraron metodologías más eficientes y con mayor cobertura espacial, en consonancia con los avances tecnológicos. Una de las primeras mejoras fue la incorporación de imágenes aéreas y satelitales multitemporales (Foteh et al., 2018; Rahmani et al., 2018; Westoby et al., 2012), a partir de las cuales se trazaron líneas de costa.

No obstante, la precisión de los resultados seguía limitada por la resolución de las imágenes disponibles, especialmente en sectores con abundante vegetación o topografía suavemente ondulada. En años recientes, el uso de vehículos aéreos no tripulados (UAV, por sus siglas en inglés) ha representado un avance significativo en el monitoreo de cambios morfológicos costeros, al permitir la generación de modelos digitales de elevación y la delimitación precisa de la línea de costa mediante vuelos fotogramétricos de alta resolución (Casella et al., 2016). Esta capacidad no solo mejora la detección de los cambios en la ubicación de la línea de costa, sino que también permite cuantificar los volúmenes de suelo erosionado o desplazado, aportando así una dimensión volumétrica clave en la comprensión de los procesos morfológicos costeros (Furnans & Austin, 2008).

Área de estudio

El área de estudio corresponde a un sector costero de aproximadamente 450 m de longitud y 150 m de barrido, ubicado en la margen derecha del canal principal del Embalse de Itaipú, a 15 km aguas arriba de la represa (aproximadamente entre las coordenadas 25°18'11"S – 54°31'10"O y 25°18'29"S – 54°31'40"O). Limita al norte con el arroyo Dos Hermanas y al sur con el arroyo Pira Pyta (Figura 1). Este sector representa un tramo de la costa en contacto directo con el canal principal del embalse, en la frontera húmeda entre Paraguay y Brasil.

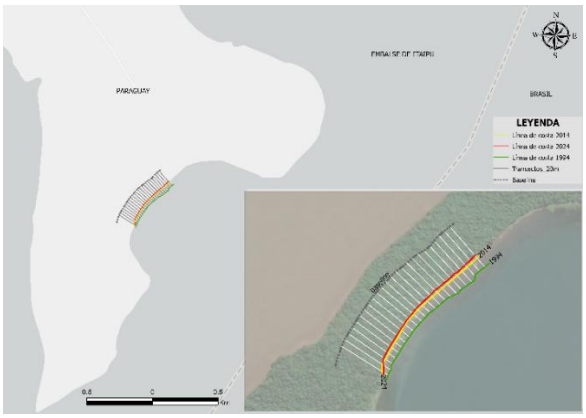


Figura 1: Ubicación del área de estudio

Metodología

Análisis histórico con DSAS a partir de imágenes aéreas y satelitales.

El análisis multitemporal del retroceso de la línea de costa se inició a partir de imágenes aéreas históricas adquiridas en el marco de proyectos institucionales (1994 y 2014). Estas imágenes, previamente georreferenciadas, fueron utilizadas para la delimitación manual de las respectivas líneas de costa, las cuales fueron digitalizadas en entorno ArcMap 10.8.2 y exportadas en formato vectorial (*shapefile*).

Para el análisis espacial se utilizó la herramienta *Digital Shoreline Analysis System* (DSAS), desarrollada por el U.S. Geological Survey. Esta herramienta permite calcular tasas de cambio a lo largo de perfiles transversales definidos sobre el área de estudio, brindando una perspectiva más integral del comportamiento erosivo del embalse (Inchausti, 2024) (Thieler et al., 2009).

Se estableció como línea base aquella correspondiente al año 1994, generando transectos perpendiculares a la costa con un espaciamiento uniforme de 20 metros. Los parámetros utilizados fueron:

• **End Point Rate (EPR):** tasa promedio de retroceso entre las fechas extremas (1994 y 2024).
• **Net Shoreline Movement (NSM):** desplazamiento absoluto de la línea de costa en ese intervalo.
Este primer análisis permitió identificar patrones espaciales de erosión a lo largo del borde costero, sirviendo como insumo para priorizar áreas críticas en campañas de relevamiento posteriores.

Relevamiento actual con vehículo aéreo no tripulado (UAV)

A fin de actualizar la información y mejorar la resolución del análisis, se planificó y ejecutó una campaña de campo para la adquisición de datos mediante fotogrametría aérea con UAV. Previamente al vuelo, se instalaron puntos de control en terreno (GCPs) con el objetivo de asegurar la precisión geométrica de los productos generados. Se colocó un mojón permanente en el área de estudio, al que se le asignó una cota precisa mediante observaciones GNSS procesadas en modalidad post-proceso (Figura 2). Este punto sirvió de referencia altimétrica para la colocación de los GCPs, marcados con cal blanca sobre el suelo para maximizar su contraste y visibilidad en las imágenes.

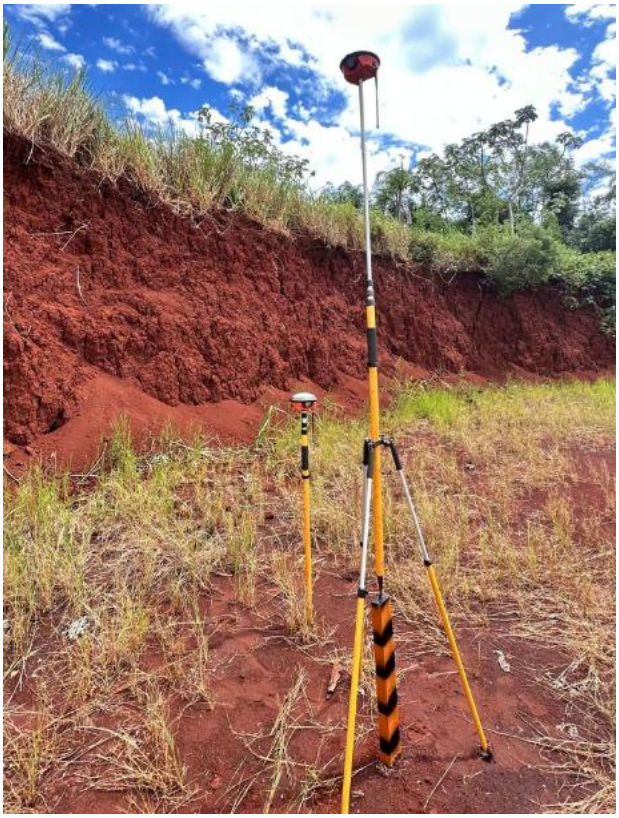


Figura 2: Georeferenciación de puntos de control

La delimitación del área de estudio consideró el perfil donde históricamente se realizaban mediciones con estacas, ampliándose hacia zonas adyacentes afectadas por procesos erosivos recientes.
El levantamiento fue realizado con un dron DJI Mavic 2 Pro, configurado para vuelos a una altura de 80 metros, con un solape lateral del 80 % y frontal del 70 % (Figura3).

Figura 3: Misión planificada para el área de estudio.

Procesamiento fotogramétrico y productos derivados

Las imágenes fueron procesadas mediante el software Pix4Dmapper siguiendo el flujo de trabajo completo: alineación de imágenes, reoptimización del bloque, generación y clasificación de la nube de puntos, y producción de los modelos derivados (Figura4). Se obtuvieron como productos:

- Modelo Digital del Terreno (MDT).
- Modelo Digital de Elevación (MDE).
- Curvas de nivel.
- Ortofoto georreferenciada, con una resolución final de 3,63 cm/píxel.

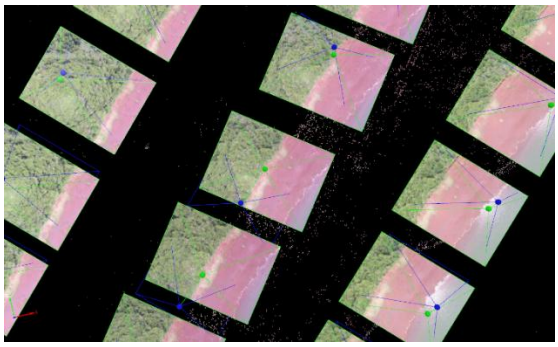


Figura 4: Procesamiento fotogramétrico con Pix4DMapper

Aunque los modelos de elevación no fueron empleados directamente en el cálculo de retroceso, representan un insumo de alto valor para futuros estudios de análisis volumétrico del terreno erosionado.

Delimitación y validación de la línea de costa actual

La línea de costa correspondiente al año 2024 fue trazada manualmente sobre el ortomosaico dentro del entorno de ArcMap 10.8.2, y exportada en formato *shapefile* (Figura5). Posteriormente, esta línea fue validada mediante una campaña en campo utilizando GNSS en modalidad RTK, con levantamiento de puntos distribuidos a lo largo del perfil costero. La comparación entre la línea digitalizada y los puntos GNSS mostró una alta concordancia, confirmando la precisión posicional del modelo generado.

Figura 5: Delimitación de la línea de costa

Integración multitemporal en DSAS

Finalmente, la línea de costa de 2024 fue incorporada al análisis multitemporal dentro de DSAS, integrándose con las líneas previamente digitalizadas de 1994 y 2014. Se utilizó la misma línea base (1994) para mantener la consistencia metodológica. La inclusión de esta nueva línea permitió actualizar los parámetros EPR y NSM hasta el año 2024.

Resultados y Discusión

Los resultados obtenidos mediante DSAS indican una tasa promedio de retroceso de 1,2 metros por año entre 1994 y 2024. El valor mínimo registrado fue de 0,45 m/año y el máximo de 1,59 m/año. El sector más afectado, según los perfiles generados, se localiza hacia la zona norte del área de estudio, donde el proceso erosivo fue más intenso y continuo (Figura6). Estos valores indican una disminución en la tasa de retroceso de línea de costa en la última década. Se presume que esta tendencia se atribuye a los trabajos de conservación de suelo, reservas naturales y reforestación de la franja de protección del embalse llevada a cabo por Itaipu Binacional margen derecha desde el año 2015 (Itaipu Binacional, 2024).

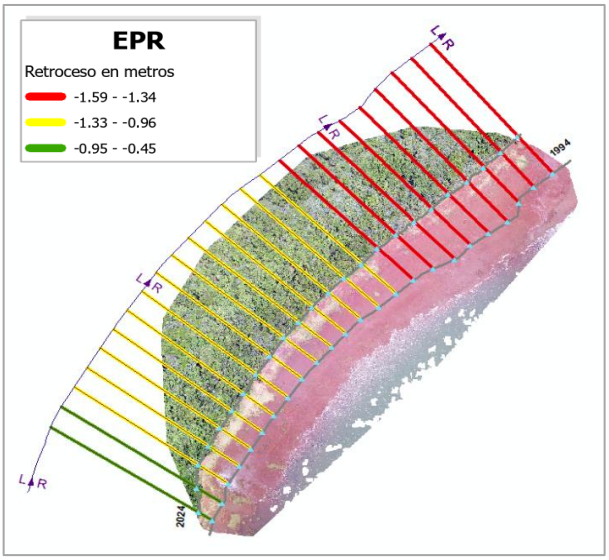


Figura 6: Representación de EPR (1994-2024)

Además de los resultados planimétricos obtenidos, este trabajo permitió sentar las bases para la implementación futura de un análisis volumétrico. A partir del vuelo del año 2025, se dispondrán de insumos para realizar comparaciones entre modelos digitales de elevación de diferentes períodos y calcular los volúmenes de suelo erosionado en cada área de monitoreo (Figura7). Esto será útil para zonas en donde se presentan fenómenos de socavación que no pueden ser identificados por la metodología del retroceso lineal.

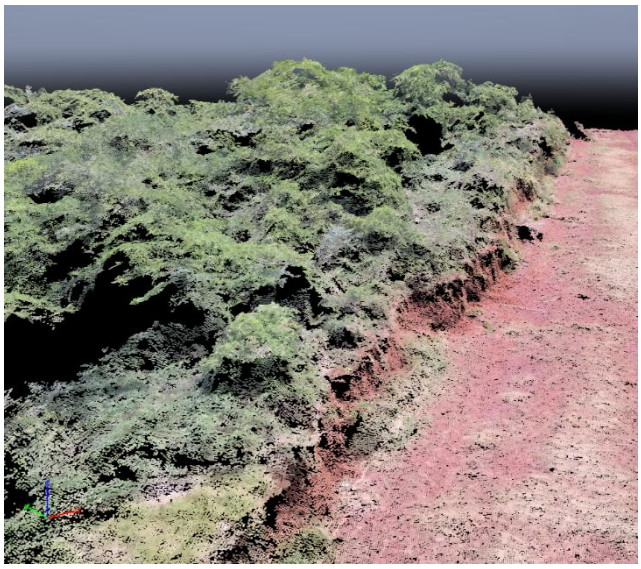


Figura 7: MDT obtenido a partir del vuelo de VANT´s

Conclusión

La aplicación de vehículos aéreos no tripulados (VANT´s) ha demostrado ser una herramienta eficaz para el monitoreo de la erosión costera en el embalse de Itaipú, Margen Derecha, al permitir la obtención de imágenes de alta resolución que mejoran significativamente la delimitación de la línea de costa y permiten detectar variaciones morfológicas que no eran captadas mediante técnicas tradicionales.

La correspondencia entre las observaciones de campo y los resultados obtenidos mediante el enfoque propuesto respalda su carácter replicable y lo convierte en una herramienta estratégica para la expansión de una red de monitoreo espacialmente distribuida.

Los análisis multitemporales revelan una disminución en la tasa de retroceso de la línea de costa en la última década, lo que podría estar relacionado con las acciones de conservación implementadas por Itaipu Binacional.

La disponibilidad futura de modelos digitales de elevación de alta resolución, como los previstos a partir del vuelo de 2025, permitirá cuantificar volúmenes erosionados con mayor precisión, especialmente en áreas afectadas por socavación. La incorporación de tecnología LiDAR podría además superar las limitaciones de la fotogrametría en zonas con densa cobertura vegetal, fortaleciendo el desarrollo de un sistema de monitoreo integral, replicable y sustentado en datos georreferenciados.

Referencias bibliográficas

Casella, E., Rovere, A., Pedroncini, A., Stark, C. P., Casella, M., Ferrari, M., & Firpo, M. (2016). Drones as tools for monitoring beach topography changes in the Ligurian Sea (NW Mediterranean). *Geo-Marine Letters*, *36*(2), 151–163. https://doi.org/10.1007/S00367-016-0435-9

Foteh, R., Garg, V., Nikam, B., Khadatare, M., Aggarwal, S., & Kumar, A. (2018). Reservoir Sedimentation Assessment Through Remote Sensing and Hydrological Modelling. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, *46*(11), 1893–1905. https://doi.org/10.1007/S12524-018-0843-6/FIGURES/6

Furnans, J., & Austin, B. (2008). Hydrographic survey methods for determining reservoir volume. *Environmental Modelling & Software*, *23*(2), 139–146. https://doi.org/10.1016/J.ENVSOFT.2007.05.011

Inchausti, L. P. (2024). *Sensores remotos aplicados a la detección de cambio en línea de costa del área piloto del embalse de Itaipu, Paraguay en el periodo 1994-2014*. [Tesis de Maestría, Universidad de Salzburg]. Repositorio de UNIGIS América Latina

https://issuu.com/unigis_latina/docs/106841

Itaipu Binacional. (n.d.). *Documentos oficiales | ITAIPU BINACIONAL*. Retrieved March 3, 2023, from https://www.itaipu.gov.py/es/institucional/documentos-oficiales

Itaipu Binacional. (2024, June 13). *ITAIPU Preserva es el mayor proyecto de restauración forestal del Paraguay, con casi 3.000 hectáreas cubiertas*. https://itaipudigital.sharepoint.com/sites/Diario/SitePages/ITAIPU-Preserva-es-el-mayor-proyecto-de-restauraci%C3%B3n-forestal-del-Paraguay,-con-casi-3.000-hect%C3%A1reas-cubiertas.aspx

Molinas, F. (2024). *Estimación de la tasa de sedimentación en un área piloto del embalse de Itaipu (Paraguay, Brasil) mediante batimetría Multibeam (2020-2021)*. [Tesis de Maestría, Universidad de Salzburg]. Repositorio de UNIGIS América Latina

https://issuu.com/unigis_latina/docs/106840

Thieler, E. R., Himmelstoss, E. A., Zichichi, J. L., & Ergul, A. (2009). *The Digital Shoreline Analysis System (DSAS) Version 4.0 - An ArcGIS extension for calculating shoreline change*. https://doi.org/10.3133/ofr20081278

Westoby, M. J., Brasington, J., Glasser, N. F., Hambrey, M. J., & Reynolds, J. M. (2012). 'Structure-from-Motion' photogrammetry: A low-cost, effective tool for geoscience applications. *Geomorphology*, *179*, 300–314. https://doi.org/10.1016/J.GEOMORPH.2012.08.021.

CONTRIBUIÇÃO DO TERRACEAMENTO NA REDUÇÃO DA INUNDAÇÃO DA ÁREA URBANA DE XANXERÊ (SC)

Álvaro José Back[1], Jeferson João Soccol[2], Gabriel da Silva Souza[3]

[1]Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI), e-mail: ajb@epagri.sc.gov.br; [2]Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI), e-mail: jefersonsoccol@epagri.sc.gov.br; Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC), e-mail: gabrielsilva@unesc.net;

Palavras-chave: erosão; conservação do solo; terraceamento.

Resumo

A área urbana do município de Xanxerê, Santa Catarina, apresenta problemas de inundação e alagamento, que requerem medidas estruturais complexas pela intensa urbanização sobre a rede de drenagem natural. Por outro lado, grande pare da área de agricultura da zona rural apresenta problemas de erosão de solo e perdas de água, contribuído para as inundações urbanas. Este trabalho teve como objetivo avaliar a contribuição da técnica de terraceamento nas áreas de agricultura na redução da vazão máxima na área urbana de Xanxerê, Santa Catarina. Foram determinadas as vazões máximas pelo método do hidrograma SCS para chuvas de projeto com períodos de retorno de 25, 50 e 100 anos. Foram considerados os cenários com a situação atual, e outras dois, respectivamente com a implantação de terraços de drenagem e terraços em nível, nas agrícolas com culturas anuais e pastagens. O efeito do terraceamento foi avaliado pela alteração do CN destas áreas. Para a bacia rural a implantação de terraços em gradiente reduz a vazão de pico em torno de 10%. Para a condição de implantação de terraços em nível foi quantificada a redução da vazão de pico da ordem de 50%. Já na área total da bacia em estudo a adoção do terraceamento em gradiente reduz a vazão de pico na ordem de 7% enquanto o uso de terraços em nível essa redução é da ordem de 25 a 32%. Os resultados mostram que as adoções de práticas conservacionistas na área rural podem contribuir deforma efetiva nos problemas de drenagem urbana.

Introdução

No processo de urbanização do município de Xanxerê (SC), boa parte drenagem natural foi canalizada, encontrando-se coberta, e com construções próximas ou sobre os canais de drenagem. Nos eventos de chuvas intensas ocorrem alagamentos e inundações na área urbana, principalmente na área central da cidade. O grau de urbanização, aliado às condições topográficas e a presença da Rodovia BR 282, impõe fortes restrições para medidas estruturais tradicionalmente usadas para a solução dos problemas de drenagem e incremento da capacidade de vazão na bacia. Por outro lado, a área rural da bacia, localizada a montante da área urbana, apresenta problemas de erosão e degradação do solo, associado a assoreamento dos cursos d'água e das bacias de contenção de enchentes, que aumentam os problemas de drenagem.

Dentre as práticas mecânicas de controle de erosão destaca-se o terraceamento, que possui comprovada eficiência no controle da erosão e redução das perdas de solo e água de terras cultivadas (Magalhães. 2013).

O terraço pode ser construído com a abertura de um canal (para o armazenamento ou escoamento da água) junto com um camalhão, que serve como barreira física para reter um volume de água (Back *et al*., 2021).

Wadt (2003) destaca que de acordo com a função os terraços podem ser classificados em dois tipos; i) terraços em nível (também chamados de infiltração ou de retenção); ii) terraços em desnível (também gradiente ou de drenagem). O terraço em nível funciona como uma pequena barreira para armazenamento do volume de escoamento superficial da enxurrada, promovendo a infiltração da água. Esses terraços tem maior dimensão e apresentam a desvantagem de risco de transbordamento ou rompimento, principalmente quando não dimensionados corretamente. Os terraços em gradientes são dimensionados como um canal capaz de escoar a vazão de pico gerada pelo escoamento superficial na área de contribuição. Como não armazena a água, tem a vantagem de ter menor dimensão que o terraço em gradiente. No entanto, tem a necessidade de um canal escoadouro. O canal escoadouro, além de ser uma estrutura que deve ser dimensionada com mais cuidado, também reduz a área de plantio e atrapalha algumas práticas. Esses terraços são indicados preferencialmente para solos com baixa capacidade de infiltração.

Alguns autores citam que uma terceira opção a ser considera é a construção de terraços mistos. Nestes, o desnível é construído de tal forma que a água interceptada pelo terraço somente passa a escoar para fora do sistema quando o nível do acumulado atinge determinada cota. Este tipo de terraços proporciona maior tempo para a infiltração da água no solo do que o terraço em desnível e protege a estrutura contra o transbordamento, no caso de precipitações muito intensas (Trigueiro, 2019).

A capacidade de armazenamento de um terraço de retenção está relacionada com a seção transversal, que deve ser dimensionada em função do volume de água que escoa sobre a superfície do solo (Lombardi Neto *et al.*, 1994).

O terraceamento é visto como uma prática para reduzir a degradação dos solos, perdas de solo e água, e que pode ter um impacto positivo também na redução das vazões máximas e diminuição dos problemas de inundação na área urbana.

O objetivo do trabalho foi avaliar a contribuição da técnica de terraceamento nas áreas de agricultura na redução da vazão máxima na área urbana de Xanxerê, Santa Catarina.

Materiais e Métodos

Área de Estudo

A área de estudo compreende a parte da bacia do Rio Xanxerê a montante da BR 282, com área de drenagem de 26,15 km² (Figura 1). A bacia em estudo é caracterizada por uso predominante agrícola na parte montante e a presença da área urbana do município de Xanxerê na porção a jusante da bacia. Para o estudo serão consideradas as bacias de contribuição predominantemente rural e a bacia com o exutório sobe a BR 282 (Figura 1). Na Tabela 1 constam os usos do solo para as duas bacias em análise, onde se constata que a área urbana compreende 40% da bacia em estudo. As áreas de culturas temporárias e pastagem, que serão objetos de análise, representam 47% da área rural e 26% da bacia em estudo.

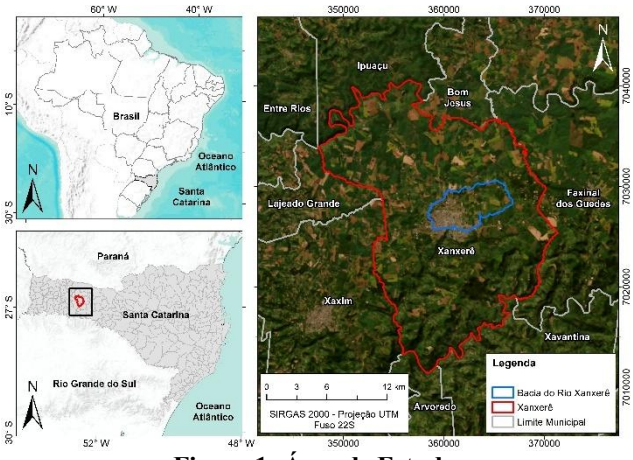


Figura 1: Área de Estudo.

Tabela 1: Uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Xanxerê

	Área (km²)	
Uso	Bacia Rural	Bacia total
Floresta	2,22	2,22
Floresta plantada	0,17	0,17
Pastagem	1,52	1,52
Cultura temporária	5,28	5,28
Usos diversos	5,20	6,07
Urbana	0,00	10,67
Rios, lagos ou ruas	0,10	0,22
Total	14,38	26,15

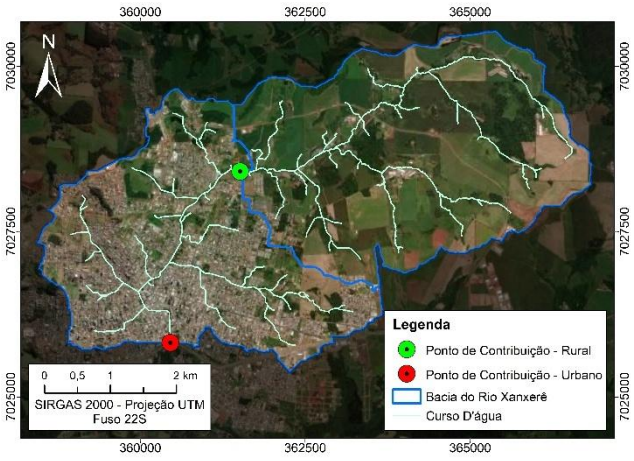


Figura 2. Definição das bacias de estudo.

Estudo Hidrológico

No estudo foi utilizado o método desenvolvido pelo Soil Conservation Service (SCS), que é usado para prever a superfície de escoamento O método permite calcular a precipitação efetiva e estimar vazões máximas em bacias hidrográficas.

O modelo é fundamentado no parâmetro CN que busca descrever o tipo de uso do solo e a condição da superfície do terreno, em relação ao potencial de gerar escoamento superficial.

Foram estimadas as vazões máximas pelo método do Hidrograma SCS (McCuen, 1982) considerando três condições de manejo e conservação do solo na área rural. A primeira condição é a de uso atual com agricultura convencional, sem a prática de terraceamento. A segunda condição é com a implantação de terraços de drenagem, ou terraços em desnível nas áreas ocupadas com agricultura e pastagem. A terceira condição considera o uso de terraços em nível ou terraços de infiltração nas áreas ocupadas com agricultura e pastagem.

O efeito da introdução do terraceamento foi avaliado com alteração do coeficiente CN destas áreas. Para a condição atual (sem terraceamento) e condição de uso de terraços de drenagem foram considerados os valores de CN indicados por Chow, Maidment, Mays, (1988) e USDA (2021), conforme detalhado na Tabela 2.

Tabela 2: Valores de CN adotados para diferentes usos

Uso	CN
Floresta	73
Floresta plantada	77
Pastagem	79
Pastagem com terraço de drenagem	72
Pastagem com terraço em nível	50
Cultura temporária	83
Cultura temporária com terraço de drenagem	77
Cultura temporária com terraço em nível	50
Usos diversos	86
Urbana	90
Rios, lagos, ruas	100

Para o terraço em nível, foi considerada a metodologia de Pruski *et al*. (2001), em que o escoamento superficial é estimado pela equação IDF, considerando ainda o período e retorno de 20 anos e a taxa de infiltração de água de 30 mm/h, obtendo-se o volume de água armazenada no terraço equivalente a chuva de 51 mm. Adotando esse valor como abstrações iniciais do método SCS obtém-se o CN equivalente a 50.

Foi utilizada a equação de chuvas intensas de Chapecó (Back, 2022), expressa por:

$$i = \frac{685{,}55\ T^{0{,}1856}}{(t + 9{,}17)^{0{,}7117}}$$

Na Tabela 3 constam os parâmetros morfométricos das bacias analisadas, com os valores de CN adotados no estudo. A declividade média da bacia na área rural é de 12%, e, portanto, adequadas para as práticas de terraceamento.

Tabela 3: Parâmetros morfométricos e características da bacia usadas na modelagem hidrológica

Característica da bacia	Rural	Total
Área (km²)	14,39	26,15
Declividade da bacia (m/m)	0,12	0,10
Comprimento do talvegue (km)	8,22	12,21
Cota Montante (m)	980	980
Cota Jusante (m)	786	771
Amplitude Altimétrica (m)	194	209
Declividade do talvegue (m/m)	0,0236	0,0171
Tempo de concentração (min)	134	159
CN atual	82	86
CN com terraço de drenagem	79	84
CN com terraço em nível	66	77

Resultados e Discussão

Na Figura 2 constam os hietogramas para chuva de projeto com T de 25, 50 e 100 anos e na Tabela 4 constam as respectivas lâminas de escoamento superficial para cada situação simulada. Observa-se redução significativa na chuva efetiva para a condição de terraço em nível, devido a maior redução do valor de CN.

Tabela 4: Dados da chuva efetiva

	T = Período de retorno (anos)		
Dados da chuva efetiva	25	50	100
Chuva de projeto (mm)	89,6	101,9	115,9
	Lâmina de escoamento superficial (mm)		
Bacia rural atual (CN =82)	45,8	56,2	68,4
Bacia rural +TD (CN =79)	40,3	50,1	61,7
Bacia rural +TN (CN =66	20,7	27,8	36,5
Bacia total atual (CN =88)	53,9	64,9	77,7
Bacia total +TD (CN =84)	49,8	60,9	68,4
Bacia total +TN (CN =77)	36,8	46,2	57,4

TD –Terraço de drenagem; TN – Terraço em nível

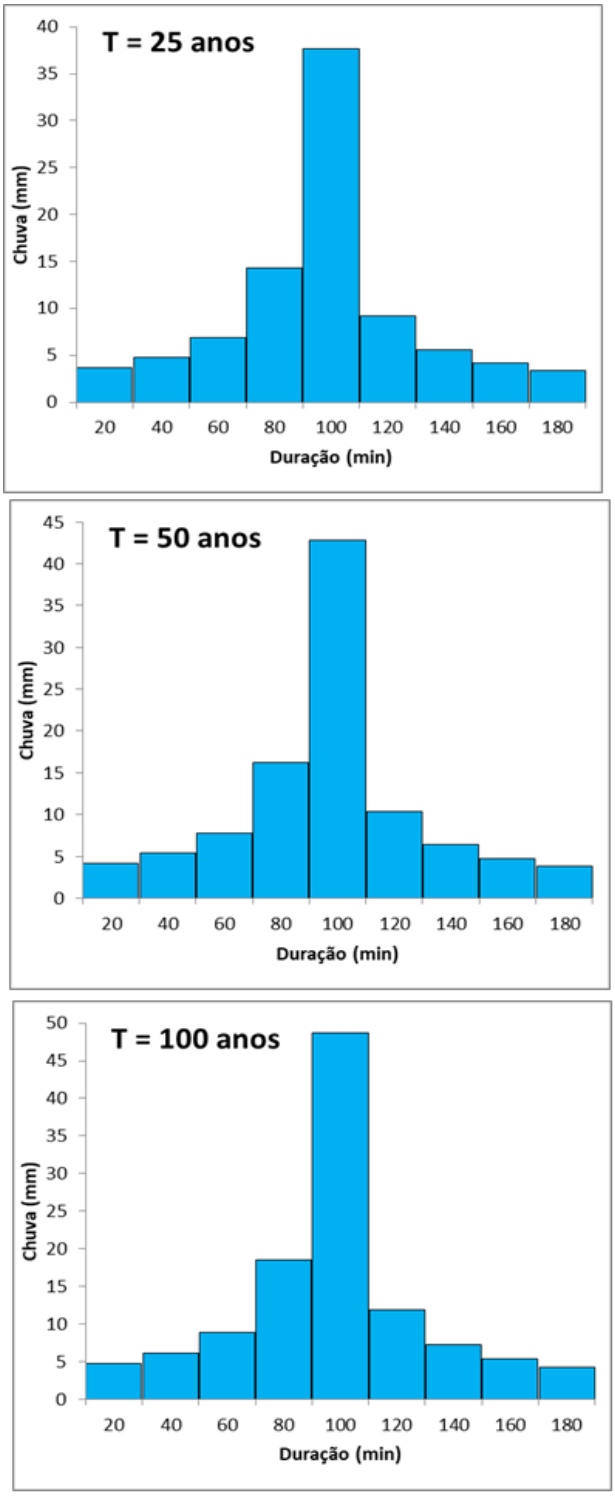


Figura 3: Hietogramas de projeto.

Nas Figuras 4 e 5 constam os hidrogramas para a chuva com T de 50 anos, respectivamente para a área rural e toda a bacia. Na Tabela 5 constam os valores de vazão de pico para cada cenário avaliado.

Para a bacia rural a implantação de terraços em gradiente reduz a vazão de pico em torno de 10%, enquanto com a implantação de terraços em nível a redução da vazão de pico é da ordem de 50%. Na área, a adoção do terraceamento em gradiente reduz a vazão de pico na ordem de 7% enquanto o uso de terraços em nível essa redução é da ordem de 25 a 32%.

Os resultados obtidos encontram respaldos em vários estudos sobre eficiência do terraceamento na redução de perdas de água e solo. Aguiar *et al.* (2020) fizeram extensa revisão sobre escoamento superficial em diferentes tipos e usos de solo e concluíram que os valores de escoamento superficial em eventos de chuva natural variaram de 0,06% a 84% em relação ao total precipitado, para diferentes tipos e usos do solo. Carvalho *et al.* (2012) comparando diferentes técnicas de conservação do solo evidenciaram indicando a eficiência do terraço na diminuição do escoamento superficial. Londero (2015), com base no monitoramento de bacias pareadas de ordem zero, com e sem terraceamento, concluiu que o uso do terraceamento reduziu em quase 90% o volume de escoamento superficial e reduziu em quase 90% a vazão máxima, indicando ser uma boa prática conservacionista no controle do escoamento superficial. Deng *et al.* (2021) destacam que os terraços fornecem muitos serviços ecossistêmicos, incluindo a redução do escoamento superficial e dos sedimentos em mais de 41,9% e 52%, respectivamente, e a melhoria da produtividade de grãos e do teor de umidade do solo em 44,8% e 12,9%, respectivamente.

A maior redução de vazão com os terraços em nível também foi observada por Oliveira *et al.* (2012), que destacaram que terraços mistos apresentam menor eficiência na capacidade de armazenamento de água superficial do que terraços em nível e maior eficiência do que terraços de drenagem, o que tem consequências diretas na perda de água.

Tabela 5: Vazões máximas estimadas (m³/s)

T	Área rural			Área total		
(Anos)	Atual	TD[1]	TN[2]	Atual	TD[1]	TN[2]
25	75,9	66,4	33,7	144,8	133,8	98,8
50	92,7	82,4	44,7	173,4	161,6	123,4
100	113,0	101,8	58,8	207,6	195,1	153,8

[1]TD – Terraço de drenagem [2]TN – Terraço em nível

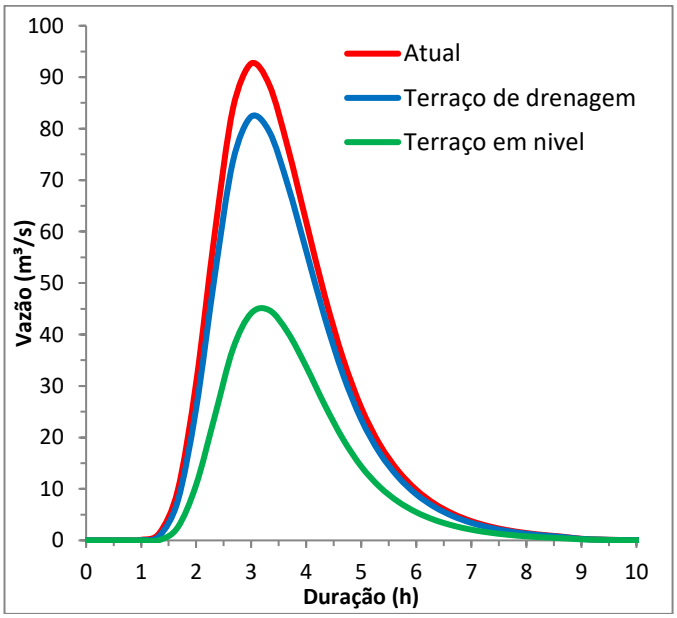


Figura 4: Vazão máxima estimada com período de retorno de 50 anos para a bacia rural.

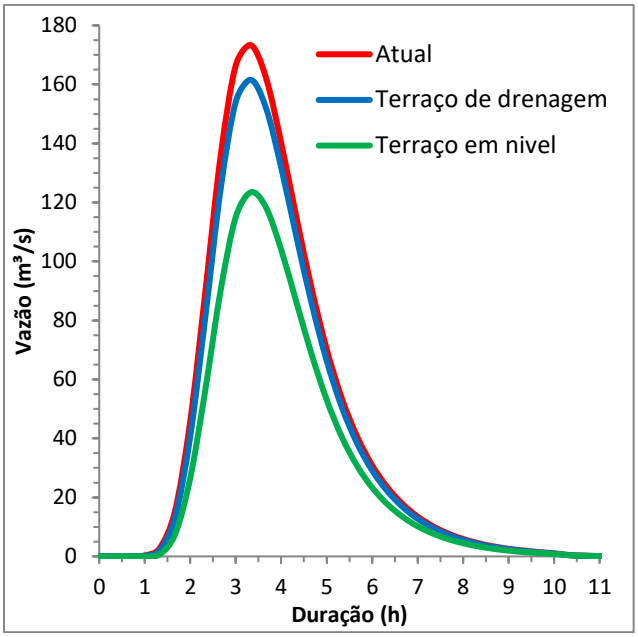


Figura 5: Vazão máxima estimada com período de retorno de 50 anos para a bacia total.

Comentários Finais

No estudo somente forma incluídos o terraceamento nas áreas de culturas temporárias e pastagens. No entanto, mesmo na área rural existem grandes áreas de usos diversos, entre os quais usos agrícolas que podem ser inseridas no programa de conservação do solo, com adoção de terraceamento e outras práticas de conservação de solo e água. Recomenda-se uma revisão detalhada destas áreas e avaliar as possibilidades de práticas conservacionistas de solo e água nestas áreas.

Recomenda-se avaliar as condições das pastagens. Confessor *et al.* (2022) destacam que as pastagens tem qualidade e abundância variável no tempo e espaço, e que o tipo de manejo, seja por práticas conservacionistas, lotação, empego de adubação, afetam a qualidade das pastagens e como consequência, nas perdas de solo e água. Embora vários trabalhos mostram que a pastagem reduz as perdas de solo, existem estudos que mostram que o pastoreio aumenta a densidade do solo e a taxa de erosão, aumento do escoamento superficial, induzindo a formação de sulcos e ravinas (Evans, 1988, Thomaz, 2005). Cassol *et al.* (2002) destacaram que chuvas erosivas atingindo o solo durante a época de semeadura e após os pastejos, podem ocasionar perdas de solo e água. A magnitude dessas perdas depende das condições de superfície resultantes das operações de preparo do solo e semeadura das espécies forrageiras utilizadas. Os problemas de erosão em pastagens são mais acentuados em caso de pastagem temporária, em rotação com as áreas de cultivo.

Os resultados apresentados baseiam-se na hipótese de que toda área agrícola com culturas anuais seja terraceada, o que pode não ser razoável na prática. No entanto, estes resultados evidenciam o potencial que as práticas de conservação do solo têm para, além de controle de erosão, melhorar as condições do solo e água da área rural, contribuir, significativamente, para a redução das vazões de pico e atenuar as cheias nas áreas urbanas.

Macedo *et al.* (2009) ressaltam que o terraceamento deve, obrigatoriamente, estar associado a outras práticas conservacionistas, como plantio em curva de nível, plantio em faixas de retenção, rotação de culturas, cordões vegetados, alternância de capinas, manutenção da cobertura morta. Bertoni e Lombardi Neto (1985) destacam que o terraceamento é mais eficiente quando empregado em combinação com outras práticas como, por exemplo, plantio em nível, cultivo em faixas e sistema plantio direto.

Ainda existe a possibilidade de armazenar parte do escoamento superficial e bacias de retenção na área urbana, mas também na área rural, que pode contribuir para a redução de picos de vazão. A construção de reservatórios e pequenas barragens, além de servir de fonte de água para a irrigação e dessedentação animal, podem contribuir para a redução da vazão máxima.

É importante destacar que práticas de drenagem sustentável na área urbana também devem ser incentivadas. Assim medidas como captação da água da chuva, bacias de detenção, trincheiras de infiltração podem contribuir para dedução do escoamento na área urbana.

Recomenda-se uma análise econômica avaliando os custos das medidas estruturais de drenagem convencional, e comparar com os custos das práticas de terraceamento e reservatórios na área rural. Possivelmente os estudos indicaram a viabilidade de incentivos para essas práticas no meio rural, com menores impactos ambientais, transtornos à população e menores custos que as medidas estruturais realizadas no meio urbano.

Agradecimentos

Á Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina (Fapesc), pelo apoio financeiro.

Referências bibliográficas

Aguiar, T.C.; Spletozer, A.G.; Silveira, L.J.; Barbosa, R.A.; Dias, H.C.T. 2020. Escoamento superficial em diferentes tipos e usos do solo: Revisão sistemática entre 2000 e 2020. In: Mello, R. G.; Freitas, P.G. Org. Meio ambiente: Gestão, preservação e desenvolvimento custeável, v.3, p.435-452: 10.47402/ed.ep.c202182228486

Back, Á.J.; Wildner, L.P. 2022. HidroTerraço 1.0 – Programa para cálculos hidrológicos e dimensionamento de estruturas de conservação do solo e da água em áreas agrícolas. Florianópolis: Epagri, 2022, 124p. (Epagri. Documentos, 348).

Back, Á.J.; Garcez, J.; Wildner, L.P.; Bassani, M.H.; Golin, A.S. 2021. Terraceamento como prática de agricultura conservacionista em Santa Catarina. In: Anais do 6º Simpósio de Sistemas Sustentáveis. Porto Alegre. v5, p.23-29.

Bertoni, J.; Lombardi Neto, F. 1985. Conservação do solo. Piracicaba: Livroceres, 392p

Chow, V.T.; Maidment, D.R.; Mays, L.W. 1988. **Applied Hydrology**. McGraw-Hill, New York, 1988.

1) Carvalho, D.F.; Cruz, E.S.; Pinto, M.F.; Silva, L D.B.; Guerra, J. G. 2009. Características da chuva e perdas por erosão sob diferentes práticas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, n. 1, p. 3–9.

2) Cassol, E.A.; Levien, R.; Anghinoni, I. ; Badelucci, M.P. 2002. Perdas de nutrientes por erosão em diferentes métodos de melhoramento de pastagem nativa no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, pp.705-712.

3) Confessor, J.G.; Silva, L.L.; Araújo, P.M.S. 2022. Avaliação das perdas de água e solo em pastagem inserida em ambiente de Cerrado Brasileiro sob chuva simulada. **Sociedade e Natureza**, v.34, e65618.

Deng, C.; Zhang, G.; Liu, Y.; Nie, X. ; Li, Z. ; Lium J. ; Zhu, D. 2021. Advantages and disadvantages of terracing: A comprehensive review. **International Soil and Water Conservation Research**, v.9, p.344-359.

Eshghizadeh, M.; Talebi, A.; Dastorani, M.T. 2018. A Modified LAPSUS Model to Enhance the Effective Rainfall Estimation by SCS-CN Method. **Water Resources Managemen**t, v. 32, n. 10, p. 3473–3487.

Evans, R. 1998. The erosional impacts of grazing animals. **Progress in Physical Geography**, v.22, n.2, p. 251- 268.

Lombardi Neto, F., Bellinazzi Jr, R., Lepsch, I.F., Oliveira, J.B., Bertolini, D., Galeti, P.A., Drugowich, M.I. 1994. Terraceamento agrícola. In: Lombardi Neto, F., Drugowich, P.I. **Manual técnico de manejo e conservação do solo e da água**. Campinas: CECOR – CATI, 1994. v.4, c.3, p.1-34.

Londero, A.L. 2025. Perdas de água e sedimento em bacias pareadas de ordem zero sob plantio direto com e sem terraço. Dissertação de Metrado. Universidade Federal de Sana Maria. 156p.

Macedo, J.R. de; Capeche, C.L. Melo, A.S. 2009. Recomendação de manejo e conservação de solo e água -- Niterói: Programa Rio Rural, 2009. 45p

4) Magalhães, G. M.F. 2013. Análise da eficiência de terraços de retenção em sub-bacias hidrográficas do Rio São Francisco, **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.10, p.1109-115.

Natural Resources Conservation Service –USDA United States Departament of Agricultural. 2021.Part 650 Engineering Field Handbook National Engineering Handbook. Chapter 2. **Estimating Runoff Volume and peak Discharge**. 43p.

Natural Resource Conservation Service (NRCS). 1988. **Water management (drainage)**. Chapter 14 of Part 650 Engineering Field Handbook. Washington, DC. 160 pp.

McCuen, R. H. 1982. **A guide to hydrologic analysis using SCS methods.** Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, New Jersey, .176p.

Oliveira, J.R.S.; Pruski, F.F.; Silva, J.M.A, Silva, D.P. 2012. Comparative analysis o the performance of mixed terraces and level and graded terraces. Acta Scientiarum Agronomy, v.34, n.4, 2012.

Pruski, F.F.; Griebeler, N.P.; Silva, D.D. 2001. Comparação entre dois métodos para a determinação do volume de escoamento superficial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25, n.2, p.403-410.

Thomaz, E.L. Processos hidrogeomorfológicos e o uso da terra em ambiente subtropical - Guarapuava - PR. São Paulo, 2005, 297 f. Tese (Doutorado em Ciência, área Geografia Física) - Faculdade de Filosofia Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, 2005.

Trigueiro, R.M. 2019. Ciência do solo: física e conservação do solo e água. Londrina: Editora e Distribuidora educacional S.A., 192p.

Wadt, P.G.S. 2003. Construção de terraços para controle de erosão pluvial no Estado do Acre. Rio Branco, SC. Embrapa p.

VULNERABILIDADE E ANÁLISE DOS PROCESSOS EROSIVOS NA UNIDADE DE GERENCIAMENTO DOS RECURSOS HÍDRICOS 20 (PEIXE) EM PRESIDENTE PRUDENTE/SP

Eder Paulo Spatti Junior[1], João Osvaldo Nunes Rodrigues[2], Leonardo Cruz Mendes da Silva[3]

[1]FCT/Unesp, Campus de Presidente Prudente, eder.spatti@unesp.br; [2]FCT/Unesp, Campus de Presidente Prudente, e-mail: joao.o.nunes@unesp.br; [3]FCT/Unesp, Campus de Presidente Prudente, e-mail:leonardo-cruz.silva@unesp.br.

Palavras-chave: Erosão Hídrica, Bacias Hidrográficas, Uso da Terra.

Resumo

As mudanças no uso da terra, convertendo áreas de vegetação nativa em monoculturas e em áreas de pastagem causam substancial alteração no fluxo de matéria e energia (TRICART, 1977). Tais mudanças influenciam diretamente nos processos da dinâmica geomorfológica superficial, propiciando o aumento da erosão hídrica laminar e linear, contribuindo para a elevada produção de sedimentos, comprometendo, também, a qualidade dos mananciais. Este aumento da erosão hídrica acelera a desnudação do terreno, com notável desequilíbrio entre a morfogênese e a pedogênese. A expansão dos processos erosivos na área de estudo, em decorrência das formas inapropriadas de uso e ocupação, tem gerado sérios problemas sociais e ambientais. Na busca de conhecer e estudar os recursos hídricos e suas interações com os demais recursos naturais em uma região faz-se necessário encontrar uma unidade básica, na qual todos os componentes da paisagem (atmosfera, biosfera, litosfera e hidrosfera) interajam (Braga *et al*., 2002; Conceição & Bonotto, 2002). Dessa forma, utiliza-se como unidade de análise as bacias hidrográficas por entendê-las como unidades naturais de análise, que permitem o desenvolvimento de estudos com uma perspectiva sistêmica e integrada do ambiente.

Diante da problemática apresentada, este trabalho apresenta resultados finalizados e parciais de diferentes trabalhos, já concluídos e em andamento realizados na região na Área de Proteção de Uso Sustentável (APA) do Timburi, inserida na Bacia Hidrográfica do rio Mandaguari, na região de Presidente Prudente, UGRHI 20 (Peixe) localizada Oeste Paulista (Figura 1). Geologicamente a área se encontra na bacia sedimentar do Paraná, em sedimentos arenosos do grupo Bauru, mais especificamente na formação geológica Adamantina (IPT, 1981). Tal arcabouço geológico associado a um clima tropical (Santana Neto; Tomazelli, 2009) favorece a denudação e origina colinas de topos menores, com vertentes convexas e várias cabeceiras de drenagem com amplos anfiteatros, onde ocorre o afloramento dos arenitos da Formação Adamantina (IPT, 1981) e consequentemente, a surgência do aquífero freático suspenso. Predominantemente, os solos que recobrem as vertentes são associações de argissolos rasos a desenvolvidos ao longo das vertentes (figura 2) além da presença de neossolos litólicos, associações de latossolos nas áreas de topo e solos hidromórficos nos fundos de vale.

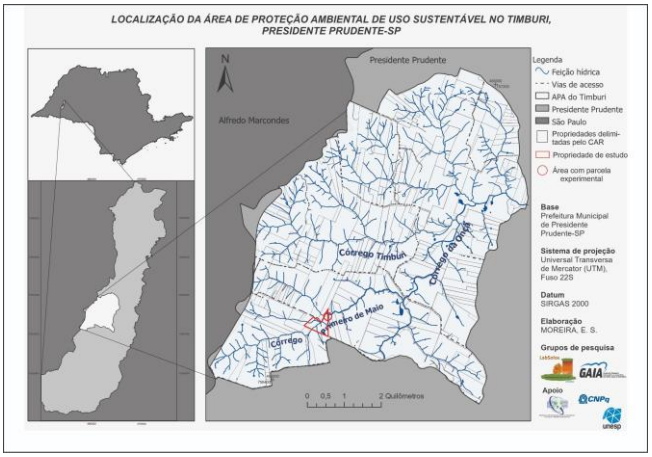


Figura 1: Localização da área de estudos no município de Presidente Prudente/SP. Fonte: Nunes, 2021.

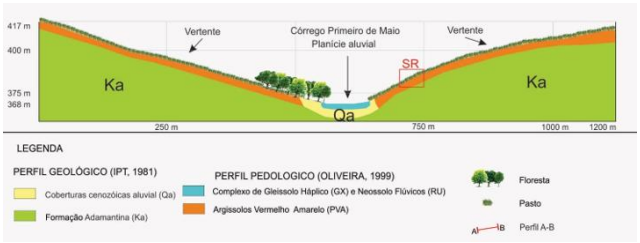


Figura 2: Bloco diagrama da paisagem com detalhe (SR) onde foram montadas parcelas de erosão.

A vulnerabilidade ambiental a processos erosivos, dividida em 4 níveis (baixo, médio, alta e muito alta) foi obtida através do cruzamento das informações do meio físico- geomorfologia, geologia, solos, uso da terra e cobertura vegetal, clinografia, escoamento superficial e curvatura do terreno. O mapa de vulnerabilidade ambiental foi elaborado através do cruzamento dos dados temáticos, com o uso do Método Analytic Hierarchy Process (AHP). Além do cruzamento de informações realizado em gabinete por geoprocessamento, foi realizado controle de campo, sobretudo em relação às informações dos solos, com destaque para a granulometria dos horizontes superficiais (0-20 cm). Demarchi e Piroli (2020) acrescentam que a textura é uma

das propriedades usadas para determinar a erodibilidade do solo e, consequentemente, a suscetibilidade à erosão. Por erodibilidade do solo entende-se como a capacidade desse bem ambiental resistir às forças desagregadoras (THOMAZ, 2019) sobretudo pela água. Outrossim, Demarchi e Piroli (2020) concluíram que solos com predomínio de textura argilosa e muito argilosa, predominantemente oriundos do basalto, apresentam menores índices de erodibilidade, apesar de serem menos permeáveis. O contrário se aplica aos que apresentam textura arenosa e média, originários do arenito da Formação Adamantina-Grupo Bauru (IPT, 1981), por exemplo, com índices que variam de médio a alto. De acordo com Centeno et al. (2017), com a determinação da textura do solo, é possível inferir seu comportamento quanto à dinâmica da água, resistência à tração, compactação, capacidade de troca de cátions (CTC), disponibilidade de nutrientes, agregação, suscetibilidade à erosão, entre outros.

A análise granulométrica foi realizada na profundidade 0-20 cm através do método da pipetagem (EMBRAPA, 1997) no Laboratório de Solos e Sedimentologia da Unesp, campus de Presidente Prudente. Além das estimativas de erosão, vem sendo medida a quantidade de material que efetivamente é removida em eventos chuvosos através de parcelas de erosão. Segundo Bertoni; Lombardi Neto; Benatti Junior (1975), os métodos diretos são as formas de estimativa de erosão do solo que se baseiam na coleta, medição e análise do material perdido por erosão hídrica. São realizados a partir da instalação de parcelas de monitoramento de erosão, compostas por sistemas coletores e medidores específicos. De acordo com Corrêa (2016) as mensurações em campo, obtidas por métodos diretos, fornecem dados mais realísticos, mostrando-se mais apropriadas em estudos que visam à coleta de dados sobre erosão dos solos. As parcelas foram montadas seguindo a metodologia proposta por Silva (2014). As parcelas têm um total de 1,4m^2 são feitas de chapas galvanizadas de 40 cm de altura, sendo 10 cm enterradas no solo, de modo a formar uma barreira para evitar a coleta de água das áreas à montante e laterais ao coletor (figura 3). Na extremidade da parte triangular de cada coletor foi instalado um tubo de PVC conectado a um galão plástico com capacidade de 10L, que foi enterrado. A escolha dos locais de instalação das parcelas experimentais foi orientada em função do uso da terra, deste modo foram escolhidas vertentes com áreas de pastagem, solo exposto, mata nativa e batata doce, abrangendo praticamente todos os usos da terra na bacia.

À profundidade de 0 – 20 cm, onde os processos erosivos são deflagrados, predomina a classe textural areia-franca, ou seja, mais de 700 g.kg^{-1} da fração areia, compatível com a geologia da região (IPT, 1981). Nessas condições, essas camadas podem ser consideradas “leves”, ou seja, que apresentam pouca resistência à mecanização, por exemplo, ou mesmo aos mecanismos responsáveis pela desagregação e transporte, pela água pluvial e consequente deposição em ambientes agradacionais.

Figura 3: Parcelas experimentais de erosão em diferentes coberturas. Pastagem, Solo Exposto, Batata Doce e Mata (Floresta Semidecidual).

O predomínio da fração areia em detrimento do complexo coloidal, responsável pela maior agregação, estabilidade dos agregados e percolação da água, evitando o deflúvio acelerado, certamente é um fator preponderante na deflagração dos processos erosivos, em especial em áreas de pastagem. Nesse caso, o adensamento do solo pelo pisoteio do gado resulta na diminuição dos macroporos, preenchidos pela argila eluviada, comprometendo a entrada do ar e da água. Santos e Guerra (2021, p. 39) acrescentam que o “sobrepastoreio associado à erosão expõe o solo onde a vegetação de gramíneas acaba ficando mais rala, aumentando o risco de erosão laminar e formação de feições erosivas, como ravinas e voçorocas”.

Em relação à vulnerabilidade ambiental da APA em relação aos processos erosivos, pode-se dizer que a maior parte da área estudada apresenta alta vulnerabilidade (figura 4).

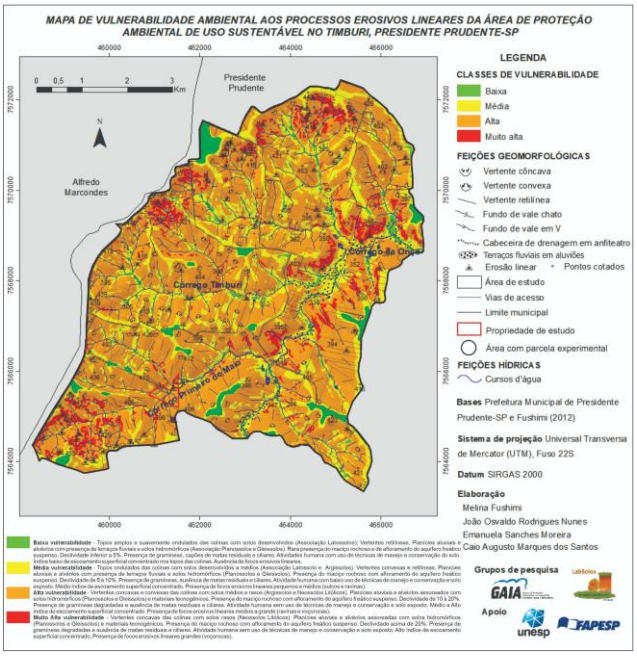


Figura 4: Mapa de vulnerabilidade ambiental aos processos erosivos da APA do Timburi. Fonte: Nunes, 2021.

Tal estado é causado pela associação de fatores como: vertentes côncavas e convexas e predomínio na vertente de associações de argissolos e de neossolos quartzarênicos. Em relação à atividade antrópica, ocorrem estradas vicinais mal-conservadas, áreas de pastagens com presença de curvas de nível pouco manejadas e pastagens degradadas. Em relação à cobertura vegetal, ocorrem nas vertentes e cabeceiras predominantemente campos de gramíneas as áreas de mata restritas a alguns fundos de vale. No tocante

à morfodinâmica predominante ocorrem processos erosivos lineares (desde sulcos a voçorocas) e assoreamento dos fundos de vales e canais de drenagem.
Em relação ao material coletado na vertente via parcelas de erosão, foram amostrados 2 eventos chuvosos com potencial erosivo. Um no dia 30/03/2025 e outro no dia 27/04/2025. No primeiro evento foi registrado um total pluviométrico de 48 mm de chuva e no segundo foi registrado um total de 60 mm de chuva. No primeiro evento, a parcela com cobertura de mata não apresentou remoção de material, enquanto a de gramíneas apresentou uma remoção de material de 0,248g/L, já a parcela coberta com batata doce apresentou uma remoção bem maior, de 3,605 g/L. A parcela com solo exposto foi a que mais apresentou perda de massa, com um total removido da ordem de 10,503 g/L. No segundo evento, mesmo apresentando um volume maior de chuva, ainda assim, na área de mata, o efeito da interceptação das árvores, aliado à formação da serapilheira, não permitiu o fluxo superficial concentrado e novamente não houve remoção de material. Nas demais coberturas a tendência se manteve, com a cobertura de gramíneas apresentando menor remoção de material, com 0,166 g/L, a parcela de batata doce com 1,234g/L e a área de pastagem com 3,313 g/L. Tais valores evidenciam o quão determinante é o fator de cobertura do solo na intensidade dos processos erosivos.

Comentários finais

O presente trabalho apresenta uma junção de métodos e técnicas na avaliação dos processos erosivos e demonstra como estes são elementos determinantes na perda da qualidade dos recursos ambientais. Mais ainda, o trabalho demonstra de que maneira, ambientes frágeis, como solos arenosos, dependem de um manejo adequado com o máximo de cobertura possível, para a manutenção da qualidade ambiental.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo através dos processos 2024/04233-4 e 2019/12164-4 pelo auxílio financeiro na realização das pesquisas.

Referências bibliográficas

BERTONI, J., LOMBARDI NETO, R, BENATTI JÚNIOR, R. 1975. Metodologia para a determinação de perdas por erosão. Campinas: Instituto Agronômico, 14p. (Circular, 44)

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. 2002. Introdução à Engenharia Ambiental. São Paulo, Ed. Prentice Hall.

CENTENO, L. N. et al. 2017. Textura do solo: conceitos e aplicações em solos arenosos. Revista Brasileira de Engenharia e Sustentabilidade. Pelotas, v.4, n.1, p. 31-37.

CONCEIÇÃO, F. T., BONOTTO, D. M. 2002. Relações Hidroquímicas aplicadas na avaliação da qualidade da água e diagnóstico ambiental na bacia do Rio Corumbataí (SP). Geochimica Brasiliensis, 16(1):1-21.

CORRÊA, E. A. 2016. Perdas de solos e índices de vegetação: proposta metodológica para a determinação do fator C (MEUPS) em pastagens e cana-de-açúcar. 187 p. Tese (Doutorado em Geografia) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

DEMARCHI, J. C.; PIROLI, E. L. 2020. Modelagem de erosão e aporte de sedimentos em bacia hidrográfica com o modelo WaTEM/SEDEM. Revista Caminhos de Geografia. Uberlândia, v. 21, n. 78, p. 117-137.

EMBRAPA (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA). Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 1997. Manual de métodos de análise de solos. 2. ed. Rio de Janeiro: 212 p.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO (IPT). 1981. Mapa geológico do Estado de São Paulo: 1:500.000. São Paulo: IPT, vol. I,p.46-8; 69.

NUNES, J. O. R. 2021. Recuperação de áreas degradadas da área de proteção ambiental de uso sustentável no Timburi, município de Presidente Prudente/SP. Presidente Prudente: FAPESP.TRICART, J. 1977. Ecodinâmica. Rio de Janeiro: FIBGE, Secretaria de Planejamento da Presidência da República, 97p.

SANT'ANNA NETO, J. L.; TOMMASELLI, J. T. G. O. 2009. Tempo e o Clima de Presidente Prudente. Presidente Prudente: FCT/UNESP.

SANTOS, R. C.; GUERRA, A. J. T. 2021. Avaliação da erosão dos solos na bacia hidrográfica do rio Pequeno, Paraty/RJ. Geosaberes. Fortaleza, v. 12, p. 23-43.

SILVA, L.W.C. 2014.Processos hidrológicos e transporte de nitrogênio e carbono em bacias hidrográficas com cobertura de cana-de-açúcar. Tese (Doutorado- Programa de Pós-graduação em Ciências) Centro de Energia Nuclear em Agricultura da Universidade de São Paulo. Piracicaba.

THOMAZ, E. L. 2019. Erosão do solo: teorias, métodos e perspectivas. Curitiba: CRV, 260 p.0

MONITORAMENTO HIDROSSEDIMENTOLÓGICO EM LAVOURAS COM E SEM TERRAÇOS AGRÍCOLAS NO PARANÁ

Cristiano André Pott[1], Miguel David-Fuentes-Guevara[1], Angelica Lorini[1], Edson Lucas Camilo[1], Graziela Moraes de Cesare Barbosa[2], José Francirlei Oliveira[2], Ana Lúcia Londero[2], André Pellegrini[3]

[1]UNICENTRO, Guarapuava, PR, e-mail:cpott@unicentro.br, miguelfuge@hotmail.com; angelicalorini25@gmail.com; edson_luks@hotmail.com; [2]IDR-PR, Londrina – PR, e-mail graziela_barbosa@idr.pr.gov.br; jfoliveira79@gmail.com; londeroanalucia@gmail.com; [3]UTFPR, Dois Vizinhos – PR, e-mail: andrepellegrini@utfpr.edu.br.

Palavras-chave: Erosão hídrica; sistema plantio direto; NAPI-PROSOLO.

Resumo

Falta de terraços agrícolas e cultivo no sentido do declive em áreas sob sistema plantio direto (SPD) intensificam o escoamento superficial e a erosão hídrica. No estado do Paraná foi implementada a Rede Agropesquisa, atualmente denominada de NAPI-PROSOLO, com o objetivo de monitorar a perda de água e de solo em áreas agrícolas com (CT) e sem (ST) terraços em SPD. O estudo foi conduzido em megaparcelas em quatro regiões do estado. Em cada seção de monitoramento foi instalada calhas H, na qual foi acoplado um linígrafo para determinação da vazão e pluviômetro de báscula para caracterização da chuva. Amostras de água + sedimento foram coletadas manualmente para determinação da concentração de sedimentos em suspensão. Elevados coeficientes de escoamento superficial foram verificados no sistema ST em eventos extremos de precipitação e/ou quando o solo apresenta alta umidade antecedente. A implantação de terraços agrícolas para controle do escoamento superficial e diminuição da erosão é necessária em todas as regiões do Paraná.

Introdução

O estado do Paraná já foi referência em conservação do solo, especialmente após a introdução do sistema plantio direto (SPD). O SPD tem como princípios básicos, o mínimo revolvimento do solo, máxima cobertura na superfície do solo e a rotação de culturas (Possamai et al., 2022).

A diminuição das perdas de solo por erosão no SPD, levou a retirada de terraços das áreas agrícolas, em várias regiões do estado. Para resgatar o uso de práticas conservacionistas mecânicas, o governo do estado do Paraná criou a Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada (Rede Agropesquisa) para estudar os processos hidrossedimentológicos em áreas de lavoura sob SPD (Grimm et al., 2023), atualmente faz parte dos Novos Arranjos de Pesquisa e Inovação (NAPI) do estado do Paraná, denominado de NAPI-PROSOLO (Pott et al., 2025).

O objetivo do estudo foi avaliar as perdas de solo e água por escoamento superficial em áreas sob SPD com e sem terraços agrícolas no Paraná.

Material e Métodos

Esse estudo foi realizado em megaparcelas pertencentes ao projeto NAPI-PROSOLO - Manejo e conservação do solo e da água no estado do Paraná, localizados nos municípios de Cambé, Dois Vizinhos, Guarapuava e Toledo (Barbosa et al., 2023).

Em Cambé, o estudo está localizado nas coordenadas geográficas 23°09'S e 51°14'O. A área possui altitude média de 540 metros e clima Cfa com precipitação média anual de 1430 mm. Solos são Latossolos Vermelhos muito argilosos. Cada megaparcela tem 2,6 ha com declividade média de 9%.

Em Dois Vizinhos, o estudo está localizado nas coordenadas geográficas 25°42'S e 53°06'O. A área possui altitude média de 509 metros e clima Cfa com precipitação média anual de 2011 mm. Solos são Latossolos Vermelhos muito argilosos. Cada megaparcela tem 1,9 ha com declividade média de 9%.

Em Guarapuava o estudo está localizado nas coordenadas geográficas 25°32'S e 51°30'O. A área possui altitude média de 1.070 metros e clima Cfb, com precipitação média anual de 1.936 mm. Solos são Latossolos Brunos muito argilosos. Cada megaparcela tem 1,10 ha com declividade média de 4%.

Em Toledo o estudo está localizado nas coordenadas geográficas 45°48'S e 53°33'O. A área possui altitude média de 640 metros e clima Cfb com precipitação média anual de 1.700 mm. Solos são Latossolos Vermelhos e Nitossolos muito argilosos. O tamanho médio de cada megaparcela é de 0,80 há com declividade média de 6%.

Em todos os locais, dois sistemas de manejo foram estudados: megaparcela sob SPD sem terraços agrícolas (ST) e megaparcela sob SPD cultivado com terraços em nível (CT). Em Guarapuava, uma terceira megaparcela denominada de boas práticas de manejo (BPM), consistiu do mesmo manejo de ST, mas com uso de plantas de cobertura outonal e cultivo em nível (Figura 1).

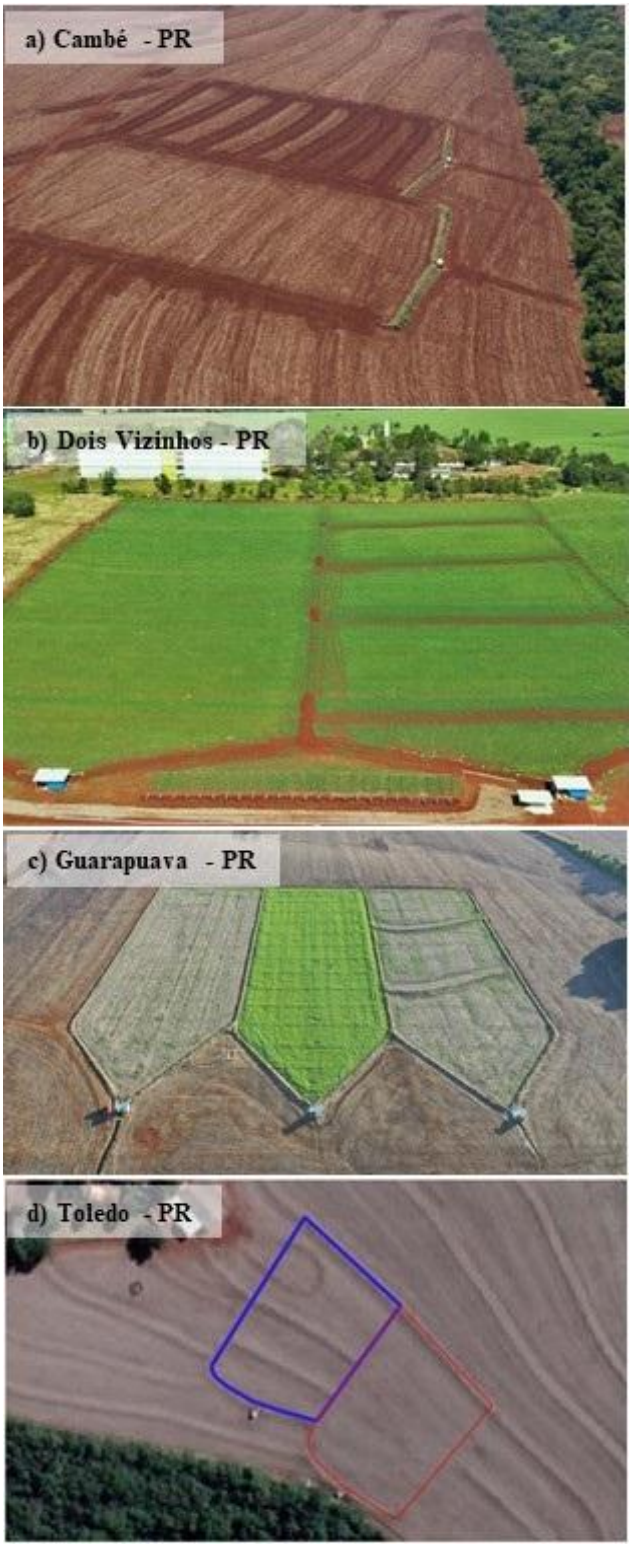


Figura 1. Vista aérea das megaparcelas: Cambé (a), Dois Vizinhos (b), Guarapuava (c) e Toledo (d).

No exutório de cada megaparcela foram instaladas calhas H para monitoramento hidrossedimentológico de cada sistema, linígrafos foram conectados a *datalogger* para medição da vazão e pluviômetros de báscula para registro da precipitação. Amostras de água + sedimento foram coletadas manualmente para determinação da concentração de sedimentos em suspensão (CSS).

A partir dos dados monitorados, foram calculadas as seguintes variáveis hidrológicas: precipitação (P, mm), coeficiente de escoamento superficial (C, %) e concentração de sedimentos em suspensão (CSS, g L^{-1}).

Resultados e Discussão

A variação das precipitações monitoradas em cada região é apresentada na Figura 2. As mesorregiões de Cambé e Toledo tiveram os maiores eventos de chuva, seguido de Guarapuava, sendo que a grande maioria dos eventos ficou abaixo dos 50 mm de chuva durante os anos de 2021 e 2022.

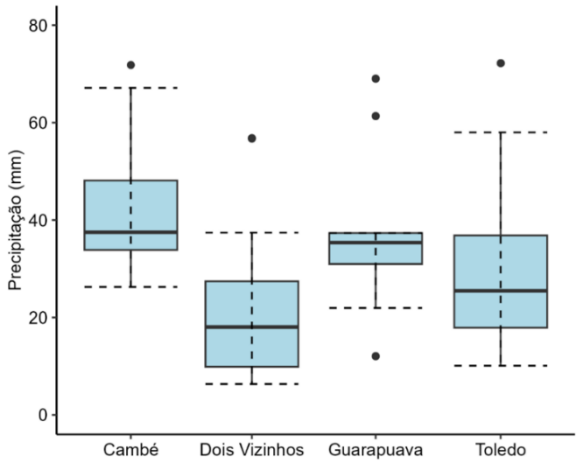


Figura 2. Precipitação pluviométrica dos eventos monitorados nas megaparcelas no período de 2021 e 2022.

Os coeficientes de escoamento superficial (C) das megaparcelas nas diferentes regiões da Rede Agropesquisa do Paraná, no período de 2021 e 2022 estão apresentados na Figura 3. Na maioria dos eventos de precipitação- vazão, os coeficientes de escoamento superficial ficaram abaixo de 5%, que são caracterizados como eventos de baixa magnitude, pois não geraram perdas elevadas de água por escoamento superficial. Apenas dois eventos de chuva geraram coeficiente de escoamento maior do que 20%, os quais foram registrados em Cambé na megaparcela sem terraços. Além desses coeficientes de escoamento superficial maiores que 10%, ocorreram nas megaparcelas sem terraço de Dois Vizinhos e Toledo. Em Guarapuava, houve baixo escoamento superficial nesse período de 2021 a 2022, mas nas mesmas tendências das outras regiões, o sistema sem terraços e o BPM apresentaram os maiores coeficientes de escoamento. Conforme relatado em Fuentes-Guevara et al. (2024), em eventos de baixa magnitude a megaparcela BPM foi eficiente em controlar o escoamento superficial, muito semelhante à megaparcela com terraços, no entanto, quando ocorreram eventos de maior intensidade, o sistema BPM gerou maior escoamento superficial em relação ao sistema padrão ST, evidenciando que existe a necessidade das práticas mecânicas, como os terraços base larga em nível, para diminuir o fluxo concentrado de água. Em todas as mesorregiões, as megaparcelas com terraços diminuíram o coeficiente de escoamento superficial de água.

O período de 2021-2022 foi fortemente influenciado pelo fenômeno La Niña, e com isso, houve menor volume de precipitação (Figura 2). Destaca-se que os resultados

apresentados das megaparcelas deixam evidente a necessidade da adoção dos terraços agrícolas para reduzir as perdas de água por escoamento superficial nas áreas de lavoura, demonstrando que essa prática mecânica de conservação do solo é necessária em todas as regiões do Paraná, mesmo sob fenômeno de La Niña.

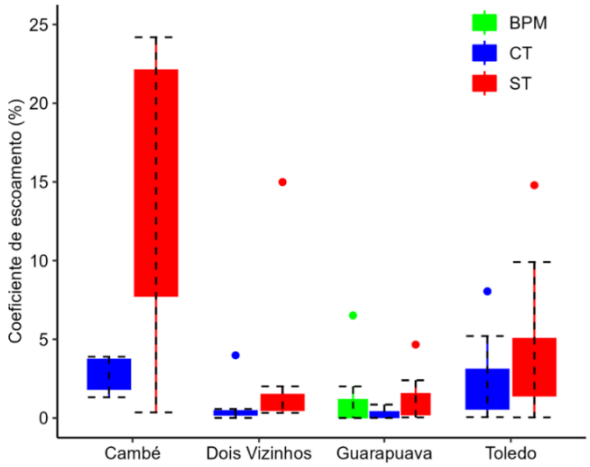


Figura 3. Coeficiente de escoamento superficial de cada megaparcela no período de 2021 e 2022. CT: com terraço, ST: sem terraço, BPM: Boas práticas de manejo.

A CSS das megaparcelas CT, ST e BPM do período de 2021-2022 são apresentadas na Figura 4. Cambé e Toledo foram as regiões que apresentaram as maiores CSS, tanto nas megaparcelas CT quanto na ST. Em contrapartida, Dois Vizinhos e Guarapuava, ambas regiões cultivadas com plantio direto e com textura do solo classificada como muito argilosa, evidenciam baixas CSS, indicando maior resistência dessas áreas à erosão hídrica, no entanto, as perdas de água por escoamento nessas áreas são altas, provavelmente devido ao alto conteúdo de água no solo antecedente aos eventos de precipitação (Figura 3).

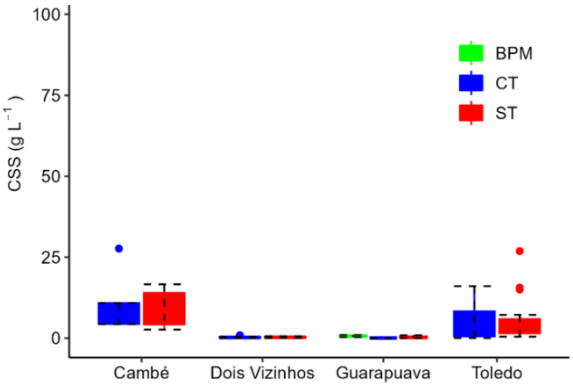


Figura 4. Concentração de sedimentos em suspensão (CSS) nas megaparcelas no período de 2021 e 2022. CT: com terraço, ST: sem terraço, BPM: Boas práticas de manejo.

Os resultados demonstram, que o atual SPD adotado nas diferentes regiões do estado do Paraná não é suficiente para controlar o escoamento superficial e as perdas de solo em áreas agrícolas, por isso, quando o escoamento ocorre em condições de baixa cobertura do solo ou após período de semeadura, este tem alta capacidade de desencadear a perda de solo, como foi quantificado em Cambé e Toledo. Nestas regiões, os valores de CSS foram mais expressivos, o que evidencia que o manejo e o estágio de desenvolvimento das plantas influenciam a rugosidade da superfície e, consequentemente, altera a fricção ao escoamento e a retenção dos sedimentos erodidos.

Comentários finais

Os resultados promissores evidenciam a importância do terraceamento na conservação do solo No entanto, o monitoramento ainda é insuficiente para que se possa ter parâmetros hidrossedimentológicos em quantidade e qualidade suficiente para tomada de decisões e elaborar critérios técnicos para a implantação de práticas de controle da erosão em todo o Estado do Paraná.

Agradecimentos

Os autores agradecem as equipes de trabalhos do NAPI-PROSOLO da UNICENTRO, IDR-PR e UTFPR. À Fundação Araucária e Senar-FAEP pelo financiamento do projeto NAPI-PROSOLO, ao CNPq pelo financiamento do projeto Universal (Processo 408380/2023-3).

Referências bibliográficas

Barbosa, G. M. C.; Pellegrini, A.; Pott, C. A.; Schmidt Filho, E.; Barbosa, F. T.; Oliveira, J. F.; Didoné, E. J.; 2023. Monitoramento hidrossedimentométrico em megaparcelas experimentais. In: Pellegrini, A.; Barbosa, G. M. C. Manejo e conservação de solo e água: formação, implantação e metodologias. Curitiba: SENAR AR/PR, v. 1. 2023. p. 155-186.

Fuentes-Guevara, M. D.; Spliethoff, J.; Camilo, E. L.; Neto, E. G.; Olanik, C.; Pacheco, A. A.; Ferreira, R.; Rampim, L.; Müller, M. M. L.; Pott, C. A.; 2024. Mixture of winter cover crops reduces surface runoff and sediment production under no-tillage system for Oxisols. Land Degradation and Development, v. 35, n. 6, 2145-2156.

Grim, D.; Colozzi Filho, A.; Meyer Junio, W. H.; Spinosa, L. M.; Andreoli, C. V.; Niederheitmann, R. E.; Medeiros, F. M.; 2023. Rede Paranaense de Agropesquisa e formação aplicada. In: Pellegrini, A.; Barbosa, G. M. C. Manejo e conservação de solo e água: formação, implantação e metodologias. Curitiba: SENAR AR/PR, v. 1. p. 25-48.

Possamai, E. J.; Conceição, P. C.; Amadori, C., Bartz, M. L. C.; Ralisch, R.; Vicensi, M.; Marx, E. F.; 2022. Adoption of the no-tillage system in Paraná State: A (re)view. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 46, p. 0210104.

Pott, C. A.; Barbosa, G. M. de C.; Barbosa, E. A. A.; Pellegrini, A.; 2025. Considerações gerais sobre o manejo e conservação do solo e da água no Paraná. In: Barbosa, G. M. C.; Pott, C. A.; Pellegrini, A.; Barbosa, E. A. A. Manejo e conservação de solo e água: Resultados da hidrossedimentometria e atributos do solo. Curitiba: SENAR AR/PR, v. 2. p. 605-609.

ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM BACIAS HIDROGRÁFICAS COM E SEM TERRAÇOS SOB SISTEMA PLANTIO DIRETO NO PARANÁ

Miguel David Fuentes-Guevara[1], Graziela Moraes de Cesare Barbosa[2], Ana Lúcia Londero[2], José Francirlei Oliveira[2], Angelica Lorini[1], Maria Vitoria Sovrani[1], Gustavo Henrique Merten[3], Cristiano André Pott[1]

[1]Unicentro, e-mail: miguelfuge@hotmail.com; angelicalorini25@gmail.com; mariavsovrani@gmail.com; cpott@unicentro.br; [2]IDR-Paraná, e-mail: graziela_barbosa@idr.pr.gov.br; londeroanalucia@gmail.com; jfoliveira79@gmail.com; [3]University of Minnesota Duluth, e-mail: mertengh@gmail.com.

Palavras-chave: eventos extremos; hidrograma; Napi Prosolo.

Resumo

A resposta hidrológica de bacias hidrográficas (BHs) agrícolas frente a eventos extremos de precipitação depende fortemente das práticas de manejo do solo e conservação da água. Este estudo avaliou o comportamento hidrológico de três BHs de primeira ordem, localizadas nos municípios de Cambé, Guarapuava e Toledo no estado do Paraná, Brasil, com diferentes práticas conservacionistas: presença ou ausência de terraços sob plantio direto (PD). Foram monitorados dados de precipitação, vazão e outras variáveis hidrológicas entre 2019 e 2023. Para cada BH, foi selecionado um evento de precipitação-vazão, que apresentou as maiores respostas hidrológicas. Os resultados demonstraram diferenças expressivas na geração de escoamento superficial. A BH de Cambé, que contempla terraços agrícolas, apresentou os menores coeficientes de escoamento (0,29%) e perdas de água (467,30 m^3), mesmo sob maior volume de precipitação (120,1 mm), indicando elevada capacidade de retenção e infiltração hídrica. Em contraste, Guarapuava, BH sem terraços, registrou maior perda de água (2520,51 m^3) e coeficiente de escoamento (2,45%) apesar da menor precipitação total, refletindo menor eficiência hidrológica. Toledo apresentou comportamento intermediário, com terraços de base larga contribuindo para atenuação parcial do escoamento. As elevadas perdas de água em Guarapuava evidenciam a necessidade das práticas conservacionistas, como os terraços, na regulação hidrológica e na sustentabilidade da produção agrícola. O estudo reforça a necessidade de estratégias integradas de manejo do solo para reduzir o escoamento superficial, melhorar a infiltração e conservar os recursos hídricos em BHs agrícolas frente ao aumento da frequência de eventos extremos.

Introdução

A compreensão da dinâmica hidrológica em bacias hidrográficas (BHs) é essencial para mitigar os impactos dos eventos extremos de precipitação sobre o regime de escoamento. A adoção integrada de manejo de solo e de práticas conservacionistas é uma estratégia no controle do escoamento superficial e no armazenamento de água. Entre essas práticas, os terraços agrícolas destacam-se por sua capacidade de reduzir o comprimento de rampa e reter a água na encosta, atenuando o escoamento superficial e favorecendo a infiltração, o que contribui para o aumento do escoamento de base (Fuentes-Guevara et al., 2024). As altas taxas de perdas de água em BHs durante eventos de precipitação extremos geralmente indicam problemas no manejo do solo e da água, comprometendo a sustentabilidade da produção agrícola. Essas perdas podem estar associadas a diversos fatores, como negligências em práticas conservacionistas, compactação do solo, redução da capacidade de armazenamento de água no solo, aumento do escoamento superficial, menor recarga de aquíferos e nascentes, além da ineficiência do sistema produtivo como um todo (Schneider et al., 2025).

Nos últimos anos, entretanto, tem-se observado uma redução na adoção de terraços por parte dos produtores rurais, principalmente em função das dificuldades operacionais e dos elevados custos de manutenção. Como alternativa, o plantio direto (PD) consolidou-se como uma estratégia amplamente adotada para a conservação da água no solo em áreas agrícolas (Didoné et al., 2019). Contudo, estudos têm demonstrado que, a pesar der ser eficaz na redução da perda de solo, o PD não apresenta a mesma eficiência no controle das perdas de água por escoamento superficial durante eventos de precipitação intensa (Merten et al. 2015).

Diante desse cenário, este estudo tem como objetivo analisar a resposta hidrológica de BHs com e sem terraços, manejadas sob plantio direto (PD), no estado do Paraná. O estudo foca na relação precipitação-vazão durante eventos extremos, com ênfase nas perdas de água, no escoamento superficial e na contribuição ao escoamento de base. Os resultados visam fornecer subsídios técnicos e científicos que apoiem a tomada de decisão quanto ao manejo conservacionista da água em ambientes agrícolas sob condições climáticas extremas.

Material e métodos

O estudo foi conduzido em BHs agrícolas de primeira ordem, vinculadas ao projeto NAPI-PROSOLO, localizadas nos municípios de Cambé, Guarapuava e Toledo, no estado do Paraná. Essas BHs representam condições edafoclimáticas, topográficas e de manejo agrícola típicas de suas respectivas regiões, refletindo os principais sistemas produtivos locais (Pott et al., 2023).

A BH de Cambé, situada entre as coordenadas 23°9’58” S e 51°14’15” O, possui uma área de 132 ha. Os solos predominantes são Latossolos de textura muito argilosa e

Nitossolos de textura argilosa, em relevo ondulado com altitudes entre 508 e 572 m. O clima local é do tipo Cfa (subtropical úmido) com precipitação média anual de 1.430 mm. A área é manejada sob plantio direto (PD), com sucessão soja (verão) e milho (inverno), associada ao uso de terraços agrícolas em toda a BH.

A BH de Guarapuava, localizada entre 25°32'1,07" S e 51°31'54,05" O, abrange 118 ha. Os solos predominantes são Latossolos de textura muito argilosa e Cambissolos argilosos, com relevo ondulado e altitudes entre 1.070 e 1.110 m. O clima da região é Cfb (temperado úmido com verão ameno) com precipitação média anual de 1.936 mm. Nesta BH, o PD é adotado sem a presença de terraços. A rotação de culturas inclui soja e milho no verão, e trigo, cevada ou aveia no inverno.

A BH de Toledo está localizada nas coordenadas 24°48'44.77" S e 53°33'30.36" O, com área de 108 ha. Os solos incluem Latossolo Vermelho distroférrico nos topos e interflúvios, Nitossolo Vermelho distroférrico nas médias vertentes, e solos rasos (Neossolos regolíticos, Neossolos litólicos e Cambissolos) nos trechos mais íngremes. A altitude varia entre 608 e 699 m, o clima é Cfa com precipitação média anual de 1.600 mm a 1.800 mm. O manejo adotado é PD, com sucessão soja no verão e milho (segunda safra) ou trigo no inverno. A BH conta com terraços do tipo base larga.

O monitoramento dessas três BHs permite a comparação entre sistemas com e sem terraços, visando à análise do comportamento precipitação-vazão e à avaliação dos efeitos das práticas conservacionistas sobre as perdas de água e os diferentes componentes do escoamento. Nos exutórios das BHs foram instaladas estações de monitoramento hidrológico para o registro contínuo da precipitação e da vazão. A vazão foi medida com uso de calhas Parshall acopladas a poços tranquilizadores, equipadas com sensores de nível conectados a *dataloggers*, que registraram os dados em intervalos de 5 minutos. A precipitação foi monitorada com pluviômetros de cubas basculantes, também conectados a *dataloggers*, com calibração e correção realizadas por meio de um pluviômetro Ville de Paris.

A partir dos dados monitorados, foram calculadas as seguintes variáveis hidrológicas: vazão (Q, L s^{-1}), precipitação (P, mm), intensidade máxima em 30 minutos (I_{30}, mm h^{-1}), volume total de escoamento (Vol_T, m^3), volume de escoamento superficial (Vol_{Sup}, m^3), volume de escoamento de base (Vol_{Base}, m^3), lâmina total de escoamento (Lâmina, mm), coeficiente de escoamento superficial (C, %), vazão máxima ($Q_{máx}$, m^3 s^{-1}), infiltração aparente (Ia, mm), tempo de duração da chuva (T_w, min), tempo entre o início e o fim do escoamento superficial (Tb, min), tempo entre o início da chuva e o pico de vazão (T_{lp}, min), e tempo de concentração (T_c, min).

Foram selecionados, para análise detalhada, eventos precipitação e vazão de maior magnitude registrados entre 2019 e 2023. Com base nos dados de precipitação e vazão, foram elaborados hidrogramas e hietogramas, permitindo a caracterização da resposta hidrológica de cada BH frente aos eventos extremos. Os eventos analisados ocorreram nas seguintes datas: Cambé (18/08/2020), Guarapuava (25/02/2022) e Toledo (14/01/2023).

Resultados e discussão

O monitoramento hidrológico permitiu caracterizar a resposta hidrológica das três BHs a eventos extremos de precipitação, evidenciando as variações significativas nos padrões de escoamento superficial e de base. Na tabela 1, pode-se observar o comportamento das variáveis hidrológicas durante os eventos nas três BHs de Cambé, Guarapuava e Toledo, refletindo as diferenças em manejo do solo, presença de terraços, capacidade de infiltração e eficiência das práticas conservacionistas.

Tabela 1. Parâmetros hidrológicos dos eventos selecionados de precipitação-vazão nas BHs

Par.	Unidade	Cambé	Guarapuava	Toledo
		18/08/20	25/02/22	14/01/23
P	mm	120,1	64,15	94,30
I_{30}	mm h^{-1}	73,76	66,90	75,80
Vol_T	m^3	1124,51	6276,72	1146,87
Vol_{Base}	m^3	657,21	3756,21	605,48
Vol_{Sup}	m^3	467,30	2520,51	541,39
Lâmina	mm	0,35	2,14	0,5
C	%	0,29	2,45	0,53
$Q_{máx}$	L s^{-1}	105,01	348,20	165,63
I_a	mm	119,65	85,14	93,80
T_w	min	245	385	170
T_b	min	315	395	210
T_{lp}	min	170	100	55
T_c	min	75	20	34

Abreviações: Par: Parâmetros P: precipitação; I_{30}: intensidade máxima em 30 min; Vol_T: volume total de escoamento; Vol_{Base}: volume do escoamento de base do rio; Vol_{Sup}: volume total do escoamento superficial do rio; Lâmina: altura de lâmina de água total durante o escoamento; C: coeficiente de escoamento superficial; $Q_{máx}$: vazão máxima; I_a: infiltração aparente; T_w: tempo de duração de chuva; T_b: tempo entre o início do escoamento e o final do escoamento; T_{lp}: tempo entre o início da chuva e o pico de vazão; T_c: tempo de concentração.

A maior precipitação acumulada foi registrada em Cambé (120,1 mm), seguida por Toledo (94,3 mm) e Guarapuava (64,15 mm). Contudo, os valores de intensidade máxima em 30 minutos (I_{30}) foram semelhantes entre as BHs, indicando que os eventos envolveram chuvas concentradas e potencialmente erosivas, com destaque para Toledo (75,80 mm h^{-1}) e Cambé (73,76 mm h^{-1}).

Apesar de Cambé ter recebido a maior precipitação, apresentou o menor volume total de escoamento (Vol_T = 1124,51 m^3), contrastando fortemente com Guarapuava (6276,72 m^3), onde o volume de água escoada foi mais de cinco vezes superior. Esse resultado destaca a eficiência dos terraços em Cambé na retenção e infiltração da água (Barbosa et al., 2024). Toledo apresentou um comportamento intermediário (Vol_T = 1146,87 m^3), porém com maior proporção de escoamento superficial (Vol_{Sup} =

541,39 m³) do que Cambé (467,30 m³), o que pode estar relacionado à topografia, condição de umidade antecedente do solo e ao tipo de solo mais raso em setores da BH.

As análises dos hietogramas e hidrogramas evidenciaram contrastes significativos nos padrões temporais da precipitação e na resposta hidrológica entre as bacias hidrográficas. Em Cambé, o evento apresentou um tempo de duração da chuva intermediário (T_w = 245 min) e um tempo de escoamento de base (T_b) longo de 315 min, com tempo prolongado até o pico de vazão (T_{lp} = 170 min) e o maior tempo de concentração (T_c = 75 min). Esses resultados indicam um sistema bem manejado, com infiltração eficiente e escoamento superficial atenuado pela presença de terraços, que retardam e distribuem o fluxo ao longo do tempo. Guarapuava apresentou o maior tempo de chuva (T_w = 385 min) e escoamento de base (T_b = 395 min), mas com tempo até o pico de vazão mais curto (T_{lp} = 100 min) e tempo de concentração mais elevado (T_c = 20 min). Esse padrão indica uma resposta hidrológica mais rápida e intensa, associada à menor capacidade de infiltração e ausência de estruturas físicas de controle, o que favorece o escoamento superficial rápido. Toledo, por sua vez, exibiu o menor tempo até o pico de vazão (T_{lp} = 55 min) e o maior tempo de concentração (T_c = 34 min), sugerindo uma resposta hidrológica mais rápida que Cambé, porém com maior capacidade de armazenamento e infiltração que Guarapuava. Esse comportamento pode ser atribuído ao uso de terraços de base larga, que oferecem controle do escoamento superficial.

A eficiência hidrológica das práticas conservacionistas se reflete nos valores do C. Cambé e Tolero, com terraços em toda bacia, apresentaram os menores valores (C = 0,29% e 0.53%), enquanto Guarapuava, sem terraços, alcançou o maior (C = 2,45%). A lâmina de água escoada superficialmente confirma esse padrão: Cambé e Toledo perderam apenas 0,35 mm e 0.50 mm, em contraste com 2,14 mm em Guarapuava, revelando maior perda hídrica por escoamento nesta última. A infiltração aparente foi mais elevada em Cambé (I_a = 119,65 mm) e Toledo (I_a = 93,80 mm), mostrando a maior capacidade de armazenamento hídrico do solo e o papel dos terraços na dissipação da energia das chuvas. Guarapuava teve a menor I_a (85,14 mm), indicando baixa retenção de água e alta perda por escoamento superficial.

Comentários finais

A presença de terraços agrícolas nas bacias hidrográficas em Cambé e Toledo foi determinante para a redução do escoamento superficial e aumento da infiltração de água. A ausência de práticas conservacionistas mecânicas na bacia em Guarapuava resultou em maiores perdas de água, tanto em volume quanto em intensidade de resposta hidrológica.

Agradecimentos

Á equipe do Laboratório de Física, Manejo e Conservação do Solo da UNICENTRO e ao grupo de pesquisa em Ciência do Solo do IDR-Paraná, pelo apoio a esta pesquisa. À Fundação Araucária e Sistema FAEP/Senar pelo apoio financeiro do projeto NAPI-PROSOLO e ao CNPq pelo financiamento do projeto Universal (processo 408380/2023-3).

Referências bibliográficas

Barbosa, G. M. C.; Colozzi Filho, A.; Oliveira, J. F.; Andrello, A. F.; Menoncin, A. S.; Martins, B. H.; Bertagnoli, B. G. P.; Londero, A. L.; Scheneider, F. J. A.; Lopes, J. M. F. 2025. Qualidade do solo e a dinâmica hidrossedimentológica na Mesorregião Norte. In: Barbosa, G. M. C.; Pellegrini, A.; Pott, C. A.; Barbosa E. A. A. Manejo e conservação de solo e água [livro eletrônico]: Resultados da hidrossedimentometria e atributos do solo. Curitiba: SENAR AR/PR, v. 2, pp. 2023-256.

Didoné, E. J.; Minella, J. P. G.; Schneider, F. J. A.; Londero, A. L. L.; Lefè, I.; Evrard, O. 2019. Quantifying the impact of no-tillage on soil redistribution in a cultivated catchment of southern Brazil (1964–2016) with 137Cs inventory measurements. Agriculture, Ecosystems & Environment, v. 284, 106588.

Fuentes-Guevara, M. D.; Spliethoff, J.; Camilo, E. L.; Garcia Neto, E.; Olanik, C.; et al., 2024. Mixture of winter cover crops reduces surface runoff and sediment production under no-tillage system for Oxisols. Land Degradation & Development, pp. 1–12.

Merten, G. H.; Araújo, A. G.; Biscaia, R. C. M.; Barbosa, G. M. C.; Conte, O. 2015. No-till surface runoff and soil losses in southern Brazil. Soil & Tillage Research, pp 85-93.

Pott, C. A.; Barbosa, G. M. C.; Pellegrini, A.; Oliveira, J. F. et al., 2023. Monitoramento hidrossedimentométrico em bacias hidrográficas. In: Pellegrini, A.; Barbosa, G. M. C. Manejo e conservação de solo e água. formação, implantação e metodologias. Curitiba: SENAR AR/PR, v. 1., pp. 113-154.

Schneider, F. J. A.; Barbosa, G. M. C.; Pott, C. A.; Guevara, M. D. F.; Oliveira, J. F.; Barbosa, E. A. A. Pellegrini, A. 2025. Processos hidrossedimentológicos nos diferentes sistemas de produção agrícolas do Estado do Paraná In: Barbosa, G. M. C.; Pellegrini, A.; Pott, C. A.; Barbosa E. A. A. Manejo e conservação de solo e água [livro eletrônico]: Resultados da hidrossedimentometria e atributos do solo. Curitiba: SENAR AR/PR, v. 2, pp. 571-595.

MAPEAMENTO QUALITATIVO DE ÁREAS POTENCIAIS DE GERAÇÃO DE SEDIMENTOS: ESTUDO DE CASO DA SUB-BACIA DA BARRAGEM DA LAGOA DO NADO EM BELO HORIZONTE - MG

Daniel de Abreu Henriques[1], Lúcio Flávio de Souza Villar[2]

[1]Universidade Federal de Minas Gerais, e-mail: danielabreuh@gmail.com;
[2]Universidade Federal de Minas Gerais, e-mail: lvillar@etg.ufmg.br

Palavras-chave: Assoreamento; EUPS; Lagoa do Nado.

Resumo

O transporte de sedimentos e, consequentemente, o assoreamento de reservatórios, é um problema comum em diversas barragens de reservação de água. Em meio urbano, considerando a função principal de amortecimento de vazões, a deposição de sedimentos pode comprometer o volume disponível para o armazenamento de água, diminuindo a capacidade de retenção das cheias e podendo gerar impactos socioeconômicos e ambientais. O objetivo deste estudo foi avaliar, qualitativamente, os locais de potencial geração de sedimentos na sub-bacia da barragem da Lagoa do Nado, em Belo Horizonte, Minas Gerais. A Lagoa do Nado, reservatório represado pela barragem, enfrentava constantemente os efeitos do assoreamento de seu leito. Em 13 de novembro de 2024, a estrutura rompeu devido ao galgamento causado por um evento intenso de precipitação, levantando a hipótese de que, caso não houvesse um nível tão intenso de assoreamento, sua capacidade de amortecimento teria sido suficiente para suportar as vazões afluentes. Buscou-se, então, a partir da Equação Universal de Perdas de Solos (EUPS), avaliar quais locais apresentam maior susceptibilidade à geração de sedimentos, indicando diretrizes e tratativas pertinentes ao tema.

Introdução

A erosão hídrica é um fator de extrema relevância na avaliação de perda de solos em bacias hidrográficas. Com o avanço dos processos de urbanização, além do desenvolvimento de atividades agropecuárias, a transformação do uso e da ocupação do solo é cada vez mais intensa. Souza e Sobreira (2017) destacam a importância da influência antrópica, em que a remoção da vegetação e a exposição dos solos aumentam a produção de sedimentos.

Conforme Naghettini (1999), a água, no processo de erosão dos solos, é um agente de mudanças na configuração topográfica. Com a aceleração dos processos erosivos, especialmente em zonas urbanas, onde ocorre uma diminuição da proteção do solo e menos dispositivos de retenção de partículas, cresce a preocupação com a geração de sedimentos.

Na questão da drenagem urbana, especialmente no contexto dos reservatórios de retenção de água, é crucial a avaliação da hidrossedimentologia. Com o transporte de sedimentos potencializado pela impermeabilização intrínseca à urbanização, tem-se uma maior deposição de sedimentos em zonas de menor velocidade de escoamento, resultando em um contexto de assoreamento de reservatórios e de leitos de rios e de canais.

O objetivo deste artigo é avaliar a geração de sedimentos na sub-bacia de contribuição à barragem do Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado, no contexto das barragens em meio urbano e dos reservatórios dedicados ao controle e ao amortecimento de vazões. Esse estudo de caso visa a verificar, de forma qualitativa, a partir da Equação Universal de Perdas de Solos (EUPS), as principais áreas de geração de sedimentos na região, que contribuem para o carreamento até o reservatório e, consequentemente, seu assoreamento.

Vale ressaltar que essa análise verifica as condições da sub-bacia anteriormente à ruptura dessa barragem, que ocorreu em 13/11/2024, devido a um galgamento em um evento chuvoso intenso. Levanta-se, então, a hipótese de que, se o assoreamento não fosse tão intenso e houvesse mais volume disponível de armazenamento, o reservatório poderia ter amortecido efetivamente todas as vazões afluentes. Ademais, considerando a diminuição da capacidade de acumulação de água dessa lagoa, esse estudo procura estabelecer diretrizes que guiem estudos sedimentológicos para novos projetos ou verificações para barragens em operação, em meio urbano.

Materiais e métodos

O Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado está localizado no bairro Itapuã, região Norte de Belo Horizonte, no estado de Minas Gerais e possui biblioteca, teatros, quadras, campos de esporte e outras estruturas e atividades que promovem a educação ambiental, a cultura e o esporte (PBH, 2025). Esse parque possuía uma lagoa artificial com fins paisagísticos e de retenção de cheias, denominada como Lagoa do Nado, que era represada por uma barragem.

Em 13 de novembro de 2024, a barragem da Lagoa do Nado se rompeu, diante de um intenso evento chuvoso. Conforme relatório pós-ruptura, de acordo com PBH (2024), o evento teve um volume acumulado de 74,4 mm de precipitação, ao longo de 110 minutos de duração. Segundo PBH (2024), a equipe técnica da prefeitura foi informada sobre a instalação de um processo de galgamento, por volta das 16:00, e deu início aos protocolos previstos no Plano de Ação de Emergência. Por volta das 17:00, com a chegada da equipe técnica ao parque, foi constatada a ruptura do barramento e o esvaziamento total do reservatório.

A Figura 1 apresenta a localização da área em estudo. O contorno do parque é delimitado conforme base de dados da PRODABEL (2025), além de imagens de satélite do Google Earth (2025).

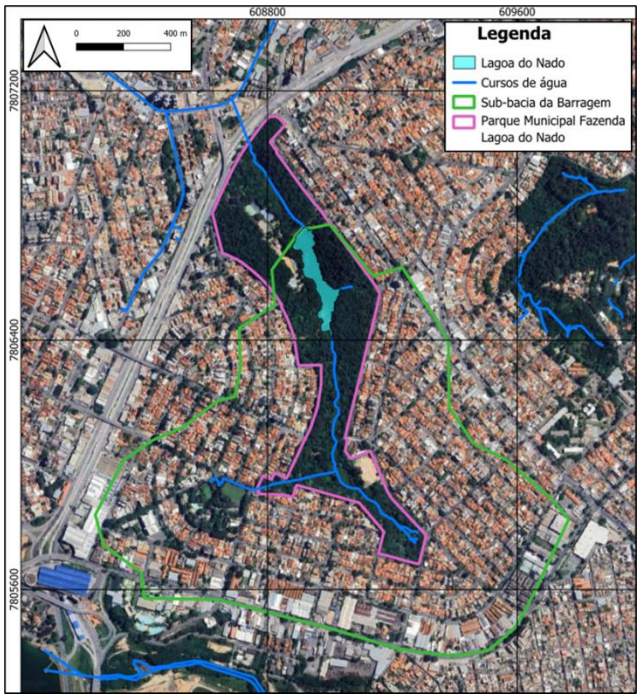


Figura 1: Localização da região em estudo.

O método principal para a avaliação sedimentológica da sub-bacia da barragem da Lagoa do Nado foi a partir da EUPS, apresentada na Equação 1. Ross (1993) indica essa equação de forma a estimar a perda total de solo por unidade de área (A), em função da erosividade da chuva (R), erodibilidade dos solos (K), comprimento da vertente (L), declividade da vertente (S), uso da terra (C), prática conservacionista do solo (P). Ross (1993) sugere tratar as variáveis – solos, relevo, clima, uso e cobertura – a partir da classificação da fragilidade potencial, de forma a hierarquizar as condições. Carvalho (2024) afirma que esse é o modelo de regressão mais utilizado para estimar o movimento de sedimentos.

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times P \quad (1)$$

Filho et al. (1998) sugerem a realização de uma análise espacial qualitativa, de acordo com a fragilidade de uma certa área, combinando os efeitos de cada variável da EUPS. A realização do cruzamento espacial de dados de cada variável, com classes hierarquizadas, permite a geração de mapas de potencial erosivo, com manchas de fragilidade.
Dessa forma, o estudo da sub-bacia da barragem foi feito de forma qualitativa, a partir das informações geoespaciais pertinentes. Assim, pode-se obter a discretização espacial dos locais de potencial geração de sedimentos na região, que contribuíam para o contínuo assoreamento da Lagoa do Nado. Para o desenvolvimento dos estudos, foi necessário obter arquivos, relatórios, projetos e informações geoespaciais junto aos órgãos competentes, como a Prefeitura de Belo Horizonte.

Resultados e discussão

O transporte de sedimentos na sub-bacia em estudo, com o consequente assoreamento do reservatório, é um importante problema enfrentado pela Lagoa do Nado ao longo das últimas décadas. Bezerra et al. (2009) indicam que, devido à impermeabilização elevada da região, estabelece-se um alto potencial para carrear sedimentos até o reservatório, formado pelo represamento de cursos d'água locais. A Figura 2 apresenta o leito da antiga lagoa, após a ruptura da barragem, em que é evidente a grande quantidade de sedimentos depositados no local, em fotografia feita nas proximidades do talude de montante da estrutura.

Figura 2: Assoreamento verificado em visita pós-ruptura da barragem.

Na brecha aberta na barragem, foi implantado um canal de gabião de caráter provisório, visando a evitar ação erosiva do curso d'água na parte remanescente da estrutura. Na visita ao local, observou-se que, mesmo após pouco tempo dessa implantação, já se depositavam sedimentos em seu leito, similares aos presentes na Figura 2. Bezerra et al. (2009) aponta que, na entrada do curso d'água na Lagoa do Nado, pode-se considerar que sua seção transversal é ampliada, diminuindo a velocidade do fluxo e potencializando a deposição de sedimentos. Assim, a Tabela 1 apresenta a evolução do assoreamento da lagoa ao longo dos anos.

Tabela 1: Evolução do assoreamento da lagoa.

Ano	Cota (m)	Área (m^2)	Volume (m^3)	Fonte
1994	770,96	23.250	84.725,51	Bezerra et al. (2009)
2008	770,96	18.205	42.125,76	
2019	769,87	17.792	45.000	ENEMAX (2022d)
2021	770,96	19.200	74.495	

Apesar de não terem sido obtidos dados entre 2008 e 2019, pode-se concluir que houve ação de desassoreamento da Lagoa, devido ao leve aumento do volume disponível de armazenamento, também visto entre 2019 e 2021. De toda forma, nota-se que o acúmulo de sedimentos na Lagoa se manteve ao longo dos anos, especialmente entre 1994 e 2008. Assim, o assoreamento diminui o volume disponível para

reservação e para o amortecimento de vazões, que é ocupado por sedimentos, sendo considerado, então, como volume morto. Logo, é gerado menor proteção às enchentes à jusante do barramento, além de poder gerar instabilidade na estrutura e mudanças na qualidade da água (SANTOS, 2024).

Nesse contexto, foi avaliado o potencial de geração de sedimentos, utilizando a Equação Universal de Perdas de Solos (EUPS). Esse estudo foi feito de forma qualitativa, visando a obter manchas de fragilidade da região que contribuíam para o assoreamento da Lagoa do Nado. Considerando o contexto da sub-bacia em estudo, especialmente seu tamanho, aproximadamente 1,180 km², é plausível assumir que as estimativas para os efeitos causados pela erosividade da chuva (R) são homogêneas na área. Ademais, pode-se assumir que o tipo geral de solo é o mesmo, i.e., a erodibilidade (K) também é homogênea. Logo, devido a essas simplificações, serão avaliados apenas o uso do solo e as práticas de conservação (C-P) e os fatores de comprimento e de declividade (L-S), de forma conjunta. A partir da inspeção visual da região de interesse, pelas imagens de satélite do Google Earth (2025), definiu-se os tipos de uso do solo, na Figura 3, visando a determinar os fatores C-P. Foi utilizado o software livre QGis, da Open Source Geospatial Foundation Project, em sua versão 3.40.2 Bratislava, considerando a projeção UTM 23S, em SIRGAS 2000.

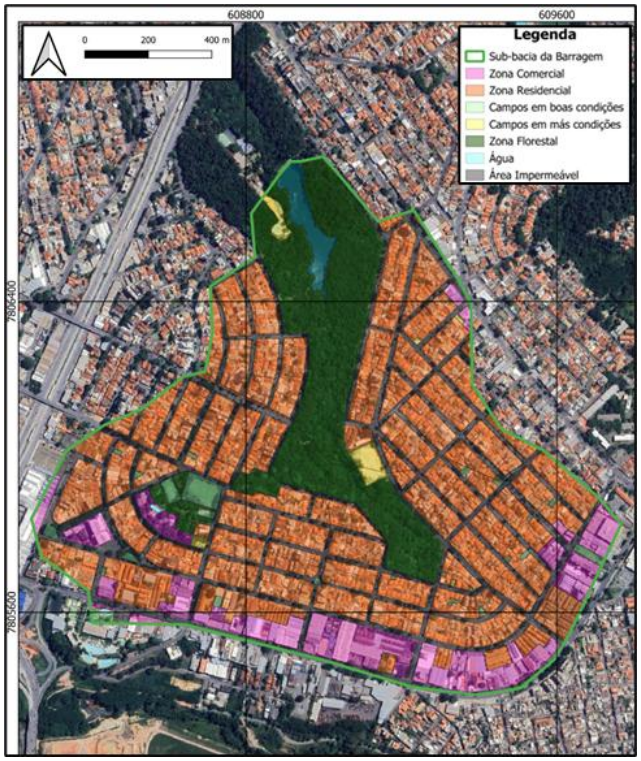


Figura 3: Uso e ocupação do solo da sub-bacia da barragem.

Logo, foram obtidos os seguintes tipos de uso do solo: zonas comerciais, zonas residenciais, campos em boas e em más condições, zonas florestais, lâminas d'água e áreas impermeáveis.

Os fatores L-S foram determinados a partir da topografia da região. A partir das curvas de nível obtidas em PBH (2015), por mapeamento a laser, em conjunto com a batimetria do reservatório, obtida em ENEMAX (2022), foi possível produzir um Modelo Digital de Terreno (MDT), por meio do QGis. Esse modelo está apresentado na Figura 4.

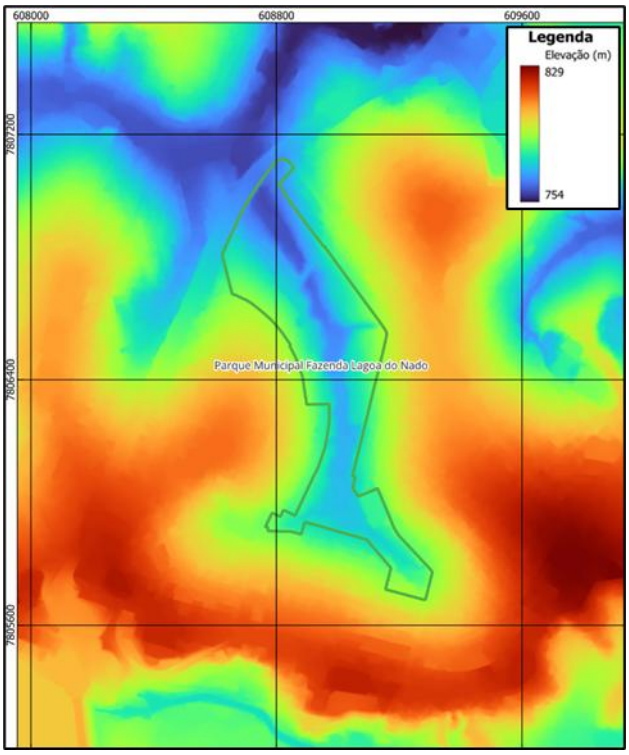


Figura 4: MDT da topobatimetria.

A partir das definições de C-P e L-S, foi definida a hierarquização das classes, conforme indicações de Ross (1993) e Souza e Sobreira (2017). Essa hierarquia está apresentada na Tabela 2, em que as classificações foram feitas de acordo com o potencial erosivo em cada tipo de ocupação do solo e em cada faixa de declividade. Ademais, foi considerada a capacidade de retenção de partículas, de acordo com cada uso do solo.

Tabela 2 – Classes de geração de sedimentos.

Classe	Uso do Solo	Declividade (%)
0	Água	0
1	Zonas comerciais e residenciais	0 - 6
2	Áreas impermeáveis	6 - 12
3	Zona florestal	12 - 20
4	Campos em boas condições	20 - 30
5	Campos em más condições	> 30

A partir da discretização do uso do solo e das declividades, conforme apresentado na Figura 3 e na Figura 4, considerando suas divisões em classes, conforme Tabela 2, é possível cruzar os dados georreferenciados no QGis, obtendo o mapeamento do potencial erosivo da sub-bacia, apresentado na Figura 5. Nota-se que a classificação desse mapa é obtida a partir da multiplicação das classes de cada ponto da sub-bacia, em termos de uso do solo e de declividade. Assim, considerando a distribuição espacial

das classes, obtém-se um índice de potencial de geração de sedimentos, de forma qualitativa. Nesse contexto, sua escala varia entre 0 e 25, em que, quanto maior for esse índice, maior o potencial.

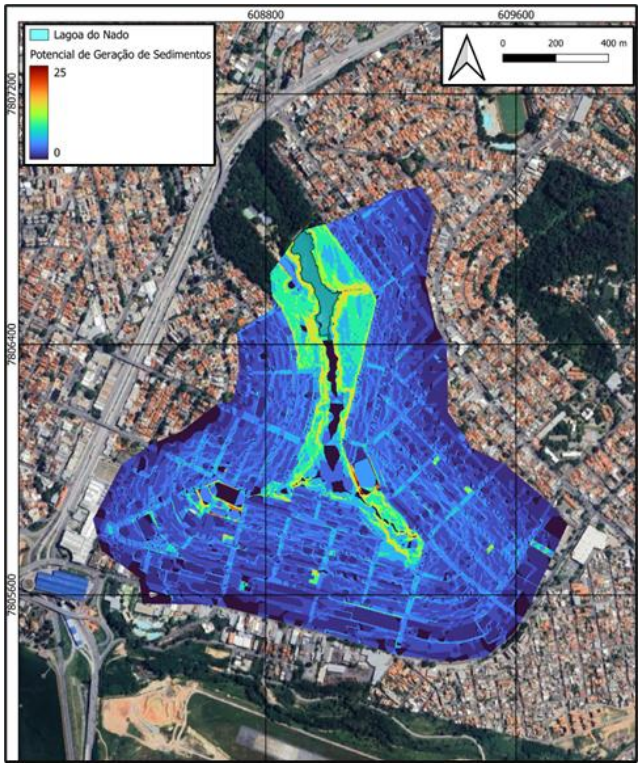


Figura 5: Mapa de potencial de geração de sedimentos.

Nota-se, pela Figura 5, que as zonas residenciais e comerciais não apresentam grande potencial, especialmente devido à alta impermeabilização do solo e sua capacidade de reter sedimentos localmente. As vias asfaltadas já apresentam um leve aumento de potencial de geração, mesmo com sua elevada impermeabilização, já que as altas declividades podem acarretar a desagregação de partículas com o fluxo proveniente do escoamento superficial. Alguns pontos mais isolados apresentam um potencial maior, que consistem na combinação de declividades maiores e solos mais expostos.

Percebe-se que essa análise apresenta pontos de atenção para o planejamento do controle de sedimentos da lagoa, especialmente dentro do próprio parque. Nota-se que as margens da Lagoa do Nado, de acordo com a Figura 5, apesar de terem um potencial médio, constituem uma área ampla, o que pode ter elevada contribuição para o assoreamento. Logo, a proteção do entorno imediato do reservatório é crucial.

É evidente, ademais, a contribuição nos entornos dos próprios córregos afluentes à Lagoa do Nado. Tanto ao longo de suas extensões quanto nas regiões das nascentes, nos limites sudeste e sudoeste do parque, nota-se que existe uma tendência de geração de sedimentos.

Conforme Santos (2024), para a proteção de reservatórios contra sedimentação, três principais tipos de controle devem ser observados: controle da bacia, controle da entrada no reservatório e controle da deposição. Sugere-se, inicialmente, a conservação do solo e da vegetação ao longo da bacia, entretanto, isso é um desafio em bacias urbanas. Conforme Lopes et al. (2003), para a região de estudo, já na década de 1970 restavam poucas áreas desocupadas, com adensamento na década de 1990 e redução de áreas verdes. Segundo PRODABEL (2025), a mancha urbana já cobria inteiramente a região em 1977. Nesse sentido, deve-se efetivar controles, pelo poder público, mais restritivos quanto ao uso do solo, visando a potencializar a preservação de áreas verdes;

Ademais, pode ser interessante a implantação de estruturas de retenção nos caminhos e cursos d'água antes da chegada ao reservatório, como barreiras de contenção. Dessa forma, impede-se a chegada de sólidos no corpo d'água, em que atenção especial deve ser direcionada à proteção e à estabilização das margens do reservatório.

Visando a impedir a deposição no leito, é pertinente, o planejamento em projeto de descargas de fundo para sedimentos, na própria barragem, que contribui para a redução do volume de sólidos. Ademais, para estruturas existentes, recursos como dragagem e remoção mecânica são essenciais.

Comentários finais

O presente artigo propôs avaliar, de forma qualitativa, os principais pontos de geração de sedimentos na sub-bacia da barragem da Lagoa do Nado, em Belo Horizonte. Considerou-se um cenário de assoreamento do reservatório, que era um problema constante no contexto pré-ruptura do barramento.

A partir da Equação Universal de Perdas de Solos (EUPS), a análise consistiu, principalmente, na classificação de uso do solo e de declividade, em termos de potencial produção de sedimentos. Por meio do cruzamento de dados geoespaciais no QGis, obteve-se um mapa de potencial (Figura 5), ilustrando os locais com maior susceptibilidade de geração, com o consequente carreamento para o reservatório.

Ressalta-se que, devido à alta impermeabilização da sub-bacia, os principais pontos de foco se encontram na própria região do parque. Conclui-se, então, que os principais locais de ação de controle de sedimentos devem ser orientados para as margens do reservatório, para a cabeceira e extensão dos cursos d'água locais.

Para o projeto da futura barragem, que formará, novamente, a Lagoa do Nado, entende-se como essencial a realização de um estudo quantitativo sobre a geração de sedimentos. Enquanto a análise realizada neste presente trabalho é essencial para indicar, qualitativamente, locais que agem como fonte de produção de sedimentos, deve ser tratada como uma avaliação preliminar e conceitual. Deve-se avaliar as taxas de carreamento de partículas para o reservatório, visando a prever o assoreamento do leito da lagoa e a estimar volumes de reservação disponíveis para o novo projeto, onde é necessário especificar medidas de controle da sedimentação, seja passiva ou ativa.

Esse estudo de caso, apesar de considerar as delimitações da sub-bacia e o contorno da Lagoa do Nado conforme a situação imposta pelo antigo barramento, é um indicativo do cenário geral da região e, especialmente, do parque.

Referências bibliográficas

Bezerra, D.; Diniz, P.; Dolabella, D.; Junior, A. 2009. Evolução morfológica contemporânea da Lagoa do Nado (Belo Horizonte, Minas Gerais). Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Carvalho, E. 2024. Water erosion. Hidráulica Fluvial, Seção de Hidráulica, Recursos Hídricos e Ambiente, Mestrado em Engenharia Civil, Faculdade de Engenharia, Universidade do Porto.

ENEMAX – ENEMAX Engenharia e Consultoria. 2022. LDN-HID-21-001_R01: Avaliação Hidrológica e Hidráulica, Barragem Parque Lagoa do Nado. Diretoria de Gestão de Águas Urbanas – DGAU/SMOBI, Prefeitura de Belo Horizonte. Belo Horizonte, Fundação Cristiano Ottoni.

Filho, B.; Carmo, V.; Nogueira, W. 1998. Metodologia de elaboração da carta do potencial erosivo da bacia do Rio das Velhas (MG). Geonomos, Vol. 6, n. 2.

Google Earth. 2025. Google.

Lopes, F.; Macedo, D.; Medeiros, I.; Umbelino, G.; Magalhaes, J. 2003. Bacias hidrográficas como unidade de análise de processos de expansão urbana desordenada: o caso da bacia do Córrego do Nado – Belo Horizonte/MG. Departamento de Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais.

Naghettini, M. 1999. Notas de Aula de Engenharia de Recursos Hídricos. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos da Escola de Engenharia da UFMG.

PBH – Prefeitura de Belo Horizonte. 2015. Acervo cartográfico e geográfico BHGEO. Belo Horizonte.

PBH – Prefeitura de Belo Horizonte. 2024. Relatório Técnico Preliminar: Barragem do Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado. Comissão Especial, Portaria SMOBI 314/2024, 79p.

PBH – Prefeitura de Belo Horizonte. 2025. Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado. Belo Horizonte.
PRODABEL. 2025. Catálogo metadados BHGEO. Belo Horizonte.

QGIS, software livre. 2024. Versão 3.40.2 Bratislava. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.

Ross, J. 1993. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. Laboratório de Geomorfologia, Departamento de Geografia, Universidade de São Paulo.

Santos, P. 2024. Sedimentation in reservoirs. Hidráulica Fluvial, Seção de Hidráulica, Recursos Hídricos e Ambiente, Mestrado em Engenharia Civil, Faculdade de Engenharia, Universidade do Porto.

Souza, L; Sobreira, F. 2017. A Avaliação da geração de sedimentos ao longo da Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Carmo. Potencial Natural de Erosão, Feições Morfológicas e Cicatrizes de Movimentos De Massa. Geociências, v. 36, n. 2, UNESP, São Paulo, pp. 285–299.

AVALIAÇÃO DO TRANSPORTE DE SEDIMENTOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOURO, NA PENÍNSULA IBÉRICA

FERREIRA Mafalda[1], MENDES Juliana[2], MAIA Rodrigo[3]

[1]Universidade do Porto – Faculdade de Engenharia, maferreira@fe.up.pt; [2]juliana@fe.up.pt; [3]rmaia@fe.up.pt

Palavras-chave: Sediment Transport; Douro River Basin; HEC-HMS.

Resumo

O estudo fornece uma metodologia para a modelação da produção e transporte de sedimentos localizado na bacia hidrográfica do rio Douro, na Península Ibérica, considerando a falta de dados preponderante e apoia a futura gestão de sedimentos em sistemas fluviais afectados por barragens. Para tal, é simulado o transporte de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Douro utilizando o modelo HEC-HMS. Entre os métodos incorporados testados, o método de Linear Reservoir com os modelos de Toffaleti ou Yang foram os que melhor permitiram estimar a concentração de sedimentos em suspensão. O método de Muskingum previu o maior transporte de sedimentos. Os resultados apresentados apoiam uma gestão eficaz dos sedimentos e realçam o impacto das barragens na continuidade dos sedimentos nos sistemas fluviais.

Introdução

O transporte contínuo de sedimentos pelos cursos de água é fundamental para assegurar o equilíbrio entre os sistemas fluvial e marinho, sobretudo nos deltas e nas zonas costeiras. Todavia, este equilíbrio tem vindo a ser progressivamente comprometido pela redução global do fornecimento de sedimentos às zonas litorais (Garel & Ferreira, 2011). No Norte de África, por exemplo, este défice é apontado como consequência, sobretudo, da construção de barragens (53.5%) e das alterações climáticas (46.5%) (El Aoula et al., 2021). Na realidade, a construção de barragens tem um impacto significativo na continuidade dos sedimentos, resultando em alterações morfológicas a jusante e impactos ecológicos substanciais (Portela, 2008).

Em Portugal, as alterações nos padrões de precipitação, designadamente a redução da precipitação no verão e o aumento de fenómenos extremos, terão um impacto direto na mobilização de sedimentos (Santos et al., 2019). A bacia do Douro, compartilhada entre Portugal e Espanha, encontra-se significativamente regularizada, com a construção de mais de 60 barragens. Esta intervenção humana compromete o fluxo natural de sedimentos, acelerando a erosão e afetando a eficiência das albufeiras (Terêncio et al., 2020).

Apesar da importância estratégica desta questão, o investimento na análise dos casos portugueses continua escassa e fragmentada (Conceição, 2008). O presente estudo recorre à modelação com o software HEC-HMS (2002-2015) com vista a avaliar o transporte de sedimentos e os efeitos das barragens, proporcionando uma abordagem metodológica útil para apoiar a gestão sustentável dos recursos hídricos e sedimentares num contexto de alterações climáticas.

Caso de Estudo

A bacia hidrográfica do Douro, a maior da Península Ibérica, abrange 97 603 km², com 80,9% em Espanha e 19,1% em Portugal (Figura 1). O rio Douro percorre 927 km, desde a Serra de Urbión até ao Atlântico, com significativa variação topográfica: declives acentuados em Portugal e nas suas fronteiras, e terrenos planos na zona central em Espanha. A bacia apresenta forte variabilidade climática, com precipitação decrescente de oeste para leste (média de 653 mm/ano) e uma temperatura média de 11,6 °C. Entre 1989 e 2015, observou-se uma redução de 13% na precipitação anual. A bacia inclui cerca de 60 grandes barragens, fundamentais para a produção hidroelétrica em ambos os países (50% da energia em Portugal), controlo de cheias e irrigação. O estudo centrou-se, assim, em albufeiras com capacidade superior a 50 hm³, avaliando a retenção de sedimentos através do método de Brune, que estima a eficiência de retenção com base no rácio capacidade-afluências, embora com limitações quando aplicado a barragens de regularização onde fatores locais devem ser considerados. A Figura 1 apresenta as principais barragens presentes no sistema.

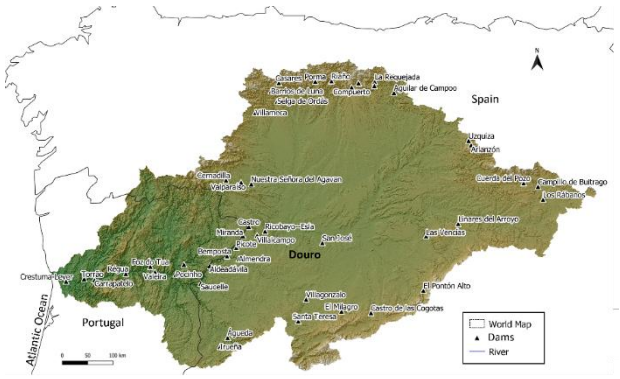


Figura 1 - Principais barragens presentes na bacia hidrográfica do Douro.

Materiais e métodos

O Sistema de Modelação Hidrológica (HEC-HMS) tem vindo a evoluir para uma plataforma robusta e versátil com capacidade para simular uma vasta gama de processos hidrológicos. Estes processos incluem, entre outros, a precipitação e o escoamento superficial, bem como o

transporte de sedimentos e nutrientes nas bacias hidrográficas. O módulo de transporte de sedimentos do HEC-HMS está estruturado em torno de três componentes principais: estimativa da erosão, cálculo da capacidade potencial de transporte de sedimentos e simulação do encaminhamento de sedimentos através dos canais fluviais. Esta abordagem integrada e multinível permite que o modelo reflicta as sucessivas interações entre a dinâmica do escoamento, a topografia e o uso do solo, oferecendo uma representação abrangente dos processos sedimentares no sistema hidrológico (Mike Bartles et al., 2022). A Figura 2 sintetiza os vários métodos e modelos disponíveis para cada uma das fases do processo sedimentar.

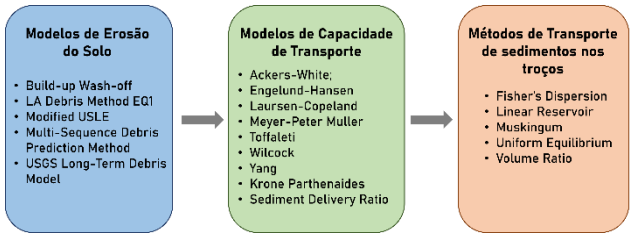


Figura 2 - Esquema do procedimento de avaliação dos sedimentos no HEC-HMS.

A estimativa da erosão é feita com base na Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE), que melhora a precisão ao considerar o volume de escoamento e o pico de descarga, em detrimento da energia da precipitação (USLE, RUSLE). O MUSLE incorpora variáveis como declive, cobertura do solo, erodibilidade e práticas de conservação, sendo adaptável a múltiplos contextos ambientais.

Para o cálculo da capacidade potencial de transporte, foram consideradas cinco equações: Ackers-White, Engelund-Hansen, Yang, Toffaleti e Meyer-Peter Muller. Cada uma é adequada a condições sedimentares específicas, sendo Ackers-White e Engelund-Hansen eficazes em rios com sedimentos mistos, enquanto Yang é indicado para sedimentos finos e sensível à energia do fluxo. Toffaleti é eficaz em grandes rios com estratificação de sedimentos, e Meyer-Peter Muller, considera sedimentos grosseiros, fornecendo estimativas mais conservadoras.

A fase final da modelação envolve o transporte dos sedimentos, considerando os processos de sedimentação e erosão nos troços fluviais através de cinco métodos: Fisher Dispersion, Linear Reservoir, Muskingum, Uniform Equilibrium e Volume Ratio. Cada método oferece vantagens para diferentes condições hidrodinâmicas: Fisher é adequado a grandes rios turbulentos; Linear Reservoir é ideal para albufeiras; Muskingum simula bem eventos extremos; Uniform Equilibrium aplica-se a previsões de longo prazo; e Volume Ratio avalia a eficiência de retenção por comparação de volumes.

No seu conjunto, o HEC-HMS permite uma modelação sedimentar versátil e contextualizada, adaptando-se a diferentes cenários hidrológicos e geográficos. A integração de métodos empíricos e físico-matemáticos confere ao modelo uma elevada capacidade de previsão, tornando-o uma ferramenta essencial para a gestão sustentável de bacias hidrográficas, particularmente em sistemas fluviais regularizados.

Dados

O desenvolvimento do modelo hidrológico exigiu dados de entrada detalhados - precipitação, temperatura, radiação e descargas de barragens - provenientes do SNIRH (Portugal) e da AEMET (Espanha). Devido à ausência de dados contínuos de concentração de sedimentos em suspensão (SSC) na bacia do rio Douro, foi adoptada uma abordagem de modelação de sedimentos utilizando medições de SSC estuarinas, adotando como valores de referência os dados recolhidos por Iglesias et al. (2020). As suas correspondentes cinco campanhas (2014-2018) identificaram condições de cunha salina sob descargas fluviais inferiores a 700 m³/s. O conjunto de dados de 2015, não afetado pela intrusão marinha, foi selecionado para avaliar as simulações HEC-HMS para o período 2002-2015. A análise centrou-se na barragem de Crestuma, a albufeira situada mais a jusante da bacia correspondente a um aproveitamento do tipo fio de água, cujas estruturas são mais eficazes na transmissão de sedimentos finos do que as barragens de armazenamento. Os dados do SSC estuarino serviram, portanto, como um indicador dos fluxos de sedimentos a jusante. O valor de SSC de 3,63 mg/l em 7 de abril de 2015 foi utilizado como referência. Esta abordagem permitiu ultrapassar as limitações encontradas de escassez de dados e melhorar a fiabilidade das simulações de transporte de sedimentos na bacia do rio Douro.

Resultados

Este estudo avaliou cinco modelos de capacidade de transporte de sedimentos (Ackers-White, Toffaleti, Meyer-Peter Muller, Engelund-Hansen e Yang) juntamente com quatro métodos de transporte (Linear Reservoir, Muskingum, Uniform Equilibrium e Volume Ratio) utilizando o software HEC-HMS para simular a erosão, a deposição e a concentração de sedimentos em suspensão (SSC) na bacia hidrográfica do rio Douro. O método de dispersão de Fisher foi excluído devido ao seu fraco desempenho. As simulações utilizaram passos temporais diários, com agregação mensal de SSC, e foram validadas contra um valor de referência de 3,63 mg/L de abril de 2015 (Iglesias et al., 2020).

A Tabela 2 apresenta uma comparação entre os valores de SSC simulados e o valor de referência.

Tabela 1 - Estimativa do SSC para cada método e modelos de transporte de sedimentos para as condições climáticas e de escoamento em abril de 2015, e comparação com o valor de referência (RV) de 3,63 mg/l, [mg/l].

SSC Média Anual - Linear Reservoir					
	Ackers-White	Toffaleti	Meyer-Peter	Engelund-Hansen	Yang
Estimativa para Abril	4.36	4.19	1.46	2.94	3.35
Diferença para RV	**0.73**	**0.56**	**-2.17**	**-0.69**	**-0.28**
SSC Média Anual - Muskingum					
	Ackers-White	Toffaleti	Meyer-Peter	Engelund-Hansen	Yang
Estimativa para Abril	5.74	5.94	1.61	4.68	5.02
Diferença para RV	**2.11**	**2.31**	**-2.02**	**1.05**	**1.39**
SSC Média Anual - Uniform Equilibrium					
	Ackers-White	Toffaleti	Meyer-Peter	Engelund-Hansen	Yang
Estimativa para Abril	6.03	5.71	1.71	4.76	5.19
Diferença para RV	**2.40**	**2.08**	**-1.92**	**1.13**	**1.56**
SSC Média Anual - Volume Ratio					
	Ackers-White	Toffaleti	Meyer-Peter	Engelund-Hansen	Yang
Estimativa para Abril	6.03	5.69	1.71	4.75	5.17
Diferença para RV	**2.40**	**2.06**	**-1.92**	**1.12**	**1.54**

O método do Linear Reservoir apresentou a maior exatidão, particularmente quando combinado com os modelos Yang (desvio de 0,28 mg/L) e Toffaleti (0,56 mg/L). Os métodos do Uniforme Equilibrium e do Volume Ratio tenderam a sobrestimar o SSC. Ackers-White apresentou os maiores desvios, enquanto Engelund-Hansen apresentou os menores desvios entre os restantes métodos. O método Muskingum apresentou uma precisão intermédia de SSC, mas previu o maior fornecimento de sedimentos ao estuário, útil para cenários com elevada erosão. As estimativas de produção de sedimentos em regimes de caudal naturais e alterados (influenciados por barragens) revelaram que o método do Linear Reservoir foi conservador, enquanto o de Muskingum projetou consistentemente um maior fornecimento de sedimentos.

VOLUME DE SEDIMENTOS QUE AFLUI AO ESTUÁRIO (HM³)				
MODELOS DE TRANSPORTE SEDIMENTAR	ACKERS-WHITE		TOFFALETI	
	NATURAL	ALTERADO	NATURAL	ALTERADO
Linear Reservoir	8.66	2.13	5.63	1.55
Muskingum	23.53	4.92	13.70	1.87
Uniform Equilibrium	21.13	5.07	13.72	1.86
Volume Ratio	21.10	5.06	13.64	1.86

Figura 3 - Volume de sedimentos afluente ao estuário - valores simulados para os diferentes modelos no HEC-HMS (hm³).

VOLUME DE SEDIMENTOS QUE AFLUI AO ESTUÁRIO (HM³)						
MODELOS DE TRANSPORTE SEDIMENTAR	MEYER-PETER MULLER		ENGELUND-HANDSEN		YANG	
	NATURAL	ALTERADO	NATURAL	ALTERADO	NATURAL	ALTERADO
Linear Reservoir	0.33	0.22	0.33	0.22	5.56	1.94
Muskingum	0.88	0.25	0.88	0.25	19.94	2.45
Uniform Equilibrium	2.17	0.25	2.17	0.25	15.98	2.42
Volume Ratio	2.17	0.25	2.17	0.25	15.89	2.42

Figura 4 - Volume de sedimentos afluente ao estuário - valores simulados para os diferentes modelos no HEC-HMS (hm³).

Os métodos Uniform Equilibrium e Volume Ratio produziram resultados semelhantes, refletindo pressupostos comuns de equilíbrio. Em termos de modelação da capacidade de transporte, os modelos Ackers-White e Engelund-Hansen estimaram produções mais elevadas, enquanto o modelo Meyer-Peter Muller foi mais restritivo. Já os modelos Toffaleti e Yang apresentaram resultados equilibrados e mais próximos dos dados observados de SSC. Os resultados aqui apresentados são relevantes para a gestão e o planeamento da bacia do Douro, considerando os impactos das barragens e a necessidade de garantir a continuidade dos sedimentos em direção ao estuário.

Conclusões

O presente estudo avaliou os modelos e métodos de transporte de sedimentos para estimar o volume de sedimentos e a concentração de sedimentos em suspensão (SSC) que afluem ao estuário do rio Douro. De acordo com as simulações efetuadas para a bacia hidrográfica do Rio Douro, de entre os métodos avaliados, o Linear Reservoir destacou-se pela sua elevada precisão na estimativa da concentração de sedimentos em suspensão (SSC), sobretudo quando associado aos modelos Yang e Toffaleti. Esta combinação demonstrou uma capacidade superior de replicar os valores observados de SSC, com menores desvios em relação ao valor de referência, refletindo um equilíbrio eficaz entre conservação e rigor na simulação sedimentar.

O método de Muskingum projetou volumes sedimentares mais elevados, o que se revela útil em cenários de elevada mobilidade de sedimentos, contudo a sua aplicação no caso de estudo é desaconselhada, consoante a reduzida produção sedimentar que se verifica na bacia. O Linear Reservoir mostrou-se particularmente adequado para contextos em que são necessárias previsões fiáveis e conservadoras, fundamentais para a gestão sustentável de bacias hidrográficas sob influência de barragens. A robustez dos resultados obtidos com os modelos Yang e Toffaleti reforça o potencial desta configuração para apoiar decisões estratégicas na preservação da continuidade sedimentar afluente ao estuário.

Referências bibliográficas

Conceição, T. E. (2008). *Impacto das Ações Antropogénicas no Comportamento Sedimentar do Rio Douro*.

El Aoula, R. et al. (2021). *Fluvial sediment transport degradation after dam construction in North Africa*. J. Afr. Earth Sci.

Garel, E., & Ferreira, Ó. (2011). *Effects of the Alqueva Dam on Sediment Fluxes at the Mouth of the Guadiana Estuary*. J. Coast Res.

Portela, L. I. (2008). *Sediment transport and morphodynamics of the Douro River estuary*. Geo-Marine Letters.

Santos, M. et al. (2019). *Recent and future changes of precipitation extremes in mainland Portugal*. Theor. Appl. Climatol.

Terêncio, D. P. S. et al. (2020). *A method for estimating the risk of dam reservoir silting in fire-prone watersheds: A study in Douro River, Portugal*. Water.

Mike Bartles *et al.*, "HEC-HMS User's Manual HEC-HMS Users Manual," 2022.

DISTRIBUIÇÃO GRANULOMÉTRICA DO SEDIMENTO ERODIDO EM ENCOSTA CULTIVADA EM PLANTIO DIRETO COM E SEM TERRAÇOS

Ariane Lentice de Paula[1], Eduardo Augusto Agnellos Barbosa[2], Leticia Oliveira de Paula[3], Fabrício Tondello Barbosa[4], Neyde Fabíola Balarezo Giarola[5]

[1]Universidade Estadual de Ponta Grossa, e-mail: ariane.le.paula@gmail.com; [2]Universidade Estadual de Ponta Grossa, e-mail: eaabarbosa@gmail.com; [3]Universidade Estadual de Ponta Grossa, e-mail: 22011322@uepg.br; [4]Universidade Estadual de Ponta Grossa, e-mail: fabriciotondello@gmail.com; [5]Universidade Estadual de Ponta Grossa, e-mail: neydegiarola@gmail.com.

Palavras-chave: Conservação do solo; tamanho de partículas; erosão hídrica.

Introdução

O plantio direto (PD) se destaca como um sistema de manejo do solo que protege o solo da erosão hídrica e oferece inúmeros benefícios em comparação ao preparo convencional, através do aporte contínuo de matéria orgânica no solo. No entanto, o PD isoladamente não é suficiente para controlar os processos erosivos causados pela produção excessiva de escoamento superficial (Londero et al., 2021; Blanco-Sepúlveda; Enríquez-Narváez; Lima, 2021) e consequentemente as perdas de sedimento de lavouras.

Os sedimentos, compostos por partículas de solo e material orgânico transportados pela erosão hídrica, representam um desafio ambiental significativo. Portanto, é importante conhecer a distribuição granulométrica das partículas do sedimento erodidos, para obter pistas relacionadas ao seu arraste, transporte e condição de deposição (Pye; Blott, 2004).

O uso de terraços agrícolas em áreas sob plantio direto possibilita a redução da erosão hídrica ao reduzir a velocidade de escoamento superficial e permitir a infiltração da água no solo. Essas estruturas são essenciais para controlar o fluxo de sedimentos e nutrientes, preservando a fertilidade do solo e a qualidade da água em bacias hidrográficas (Arnáez et al., 2015; Londero et al., 2021).

Entre as práticas conservacionistas, o terraceamento agrícola tem ganhado destaque por sua capacidade de interceptar o escoamento superficial da água, configurando-se como uma alternativa eficiente no controle da erosão hídrica (Wen et al., 2023). Embora a eficácia dos terraços agrícolas na redução do escoamento superficial e das perdas de sedimentos (Xu et al., 2018) seja amplamente reconhecida, sua adoção em agroecossistemas ainda é limitada (Telles et al., 2019; Wen et al., 2023). Nesse contexto, o estado do Paraná tem se destacado no desenvolvimento de estudos voltados à avaliação dos efeitos do terraceamento agrícola, bem como na capacitação de profissionais comprometidos com a promoção dessa prática, visando à mitigação da erosão do solo e à melhoria da qualidade edáfica em áreas de produção de grãos (Fuentes-Guevara et al., 2024).

Com base no contexto acima, este trabalho tem como objetivo avaliar a distribuição granulométrica do sedimento erodido em encosta cultivada com plantio direto com e sem terraços agrícolas.

Material e Métodos

A área de estudo é representada por duas parcelas, denominadas megaparcelas por suas dimensões (aproximadamente 1,54 ha), ambas mantidas sob plantio direto, uma com terraços (PD+T) e a outra sem terraços (PD) localizadas na Fazenda Escola Capão da Onça, pertencente à Universidade Estadual de Ponta Grossa, localizada no município de Ponta Grossa, estado do Paraná, Brasil (25°05‟49” S e 50°03‟43,11” W; altitude de 975 m) (Figura 1). O clima predominante da região é tipo Cfb, subtropical úmido, com verões brandos e estações secas e geadas frequentes e rigorosas. A precipitação média é de 1.495 mm, com temperaturas médias anuais de 17.5 C (Alvares et al., 2013). O solo é classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (Santos et al., 2018), com textura franco-argilo-arenosa (626 g kg^{-1} de areia, 85 g kg^{-1} de silte, 289 g kg^{-1} argila).

Há mais de 20 anos a área experimental adotava o plantio direto com escarificação ocasional para a produção de grãos, dividida em glebas.

A megaparcelas são localizadas em encostas convexo-convergentes com características similares de relevo, solos e fluxos de água da superfície. Para iniciar o estudo, em 2019, a área foi escarificada a 0,40 m de profundidade para padronizar as condições estruturais do solo e reduzir as diferenças na dinâmica hidrológica do sistema. O cultivo de culturas na área segue o padrão adotado pelos produtores da região, com soja (*Glycine max*) ou milho (*Zea mays*) no verão e aveia (*Avena strigosa*) ou trigo (*Triticum aestivum*) no inverno.

As megaparcelas são delimitadas por camalhões e os terraços dimensionados considerando um período de retorno de 10 anos. Na jusante das megaparcelas instalou-se uma calha H de 2,5' com canal de aproximação de 3,80 m e capacidade máxima de medição de vazão de 550 L s^{-1}. Durantes os eventos de chuva-vazão que ocorreram em 2023 e 2024, o monitoramento foi realizado de forma presencial. Na calha, os escoamentos superficiais foram coletados em frascos de vidro (~0,50 L).

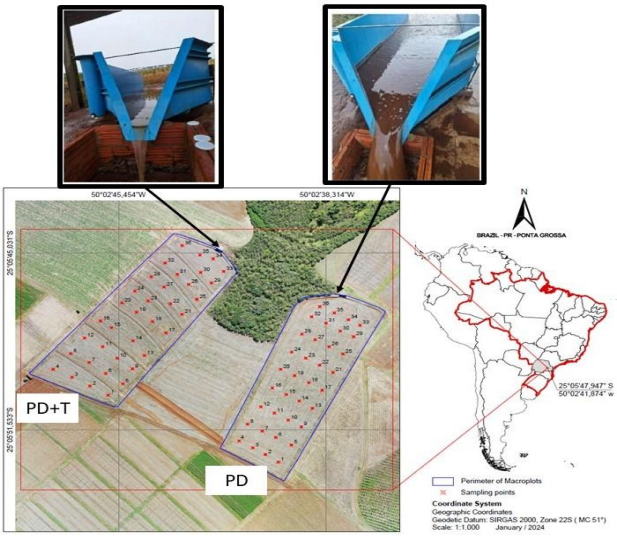


Figura 1: Localização da área experimental. Ponta Grossa - PR.

As chuvas foram monitoradas por meio de um pluviógrafo de báscula (Davis Agrosystem), com resolução de 0,2 mm, instalado em uma estação meteorológica automática equipada com Datalogger CR300 (Campbell®), com aquisição dos dados em intervalos de cinco minutos. Na área da estação meteorológica, também foi instalado um pluviômetro Ville de Paris, utilizado para a correção da lâmina precipitada. O pluviógrafo de báscula foi calibrado trimestralmente.

Para determinar a concentração de sedimento em suspensão, as amostras do início, pico e final escoamento superficial, foram analisadas pelo método de evaporação, segundo metodologia de Shreve e Downs (2005). Posteriormente, foi determinado a produção de sedimentos, pelo somatório da multiplicação da CSS pela vazão. A curva granulométrica dos sedimentos foi determinada com auxílio do granulômetro BetterSize/2600, para determinação das dimensões das partículas de sedimentos e as respectivas porcentagens de ocorrência.

Os dados obtidos foram avaliados por meio de análise descritiva e via intervalo de confiança ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de t.de Student.

Resultados e Discussão

A separação das classes das partículas do solo das megaparcelas (Figura 2) foi baseada na classificação da USDA, que separa as frações granulométricas do solo em argila (0-2 µm), silte (2-50 µm), areia muito fina (50-100 µm), areia fina (100-250 µm), areia média (250-500 µm), areia grande (500-1000 µm) e areia muito grande (1000-2000 µm). Nota-se que o solo da área estudo é composto em maior concentração pelas frações de argila, areia fina e areia média. Não é observado diferenças significativas entre a distribuição granulométrica do solo entre PD e PD+T.

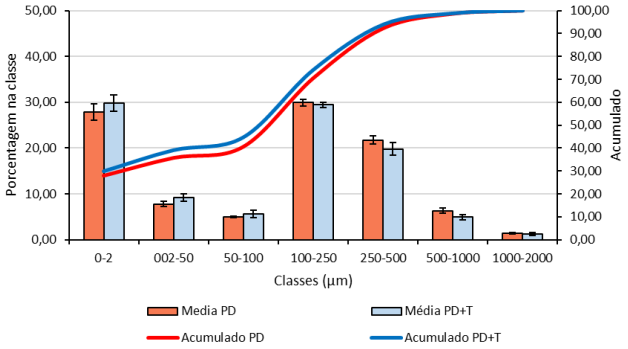


Figura 2: Distribuição granulométrica do solo das macroparcelas com plantio direto (PD) e plantio direto com terraços (PD+T).

A distribuição granulométrica das dos sedimentos erodidos das megaparcelas apresentados na Figura 3, evidencia que as partículas dos sedimentos, agregadas ou não, compreendem frações finas, representadas majoritariamente pelas classes de 5 a 45 µm, ou seja, tamanhos próximos à fração silte. Em ambas as curvas acumuladas, observa-se que 80% das partículas em torno de 20 µm, o que representa maior participação de partículas finas no total. A partículas finas são mais facilmente carreadas durante o escoamento superficial.

A seletividade de arraste durante o processo de erosão hídrica se dá pelas partículas mais finas, as quais podem ser mais reativas, com maior capacidade de carrear junto nutrientes e carbono orgânico (Silva et al., 2005). A curva acumulada azul, que representa PD+T, apresenta-se mais inclinada inicialmente, mais lenta ao se ao se aproximar de 100%, refletindo distribuição mais dispersa e menos concentrada nas frações finas, o que caracteriza a capacidade de reduzir o transporte de partículas finas pelos terraços, as quais são facilmente levadas pelas enxurradas.

É observado um mesmo padrão granulométrico entre PD e PD+T, ou seja, as perdas de sedimento são semelhantes em termos de granulometrias, influenciado pelo mesmo manejo dado a ambas as áreas.

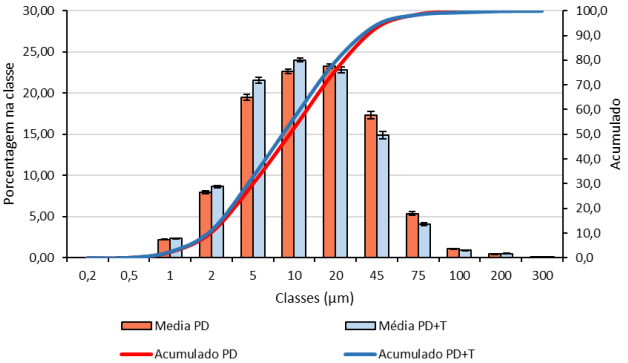


Figura 3: Distribuição granulométrica dos sedimentos erodidos das macroparcelas com plantio direto (PD) e plantio direto com terraços (PD+T).

Na Figura 4 é apresentado a produção total de sedimentos separados nas classes granulométricas em eventos de chuva-vazão monitorados em 2023 e 2024 na megaparcelas.

Pode-se observar que a maior produção de sedimentos ocorre em PD, onde não há terraços, sendo a maior concentração nas classes de 5 a 45 µm, que corresponde a fração silte. Os resultados corroboram com os achados de Londero et al. (2021), evidenciando a eficácia dos terraços na redução da perda de sedimentos.

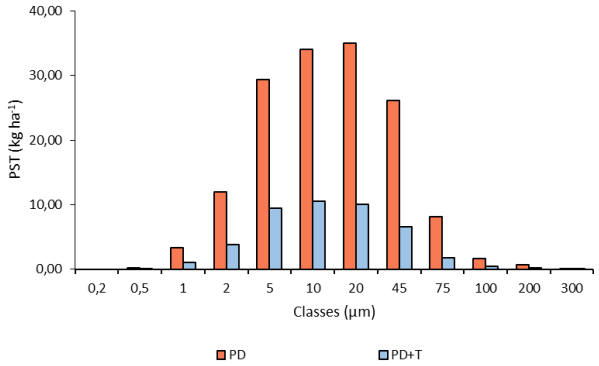


Figura 4: Distribuição da produção total de sedimentos (PST) das macroparcelas nas classes granulométricas com plantio direto (PD) e plantio direto com terraços (PD+T).

Comentários finais

A fração predominante dos sedimentos erodidos nas áreas estudadas corresponde ao silte, refletindo a seletividade do processo erosivo, que favorece o arraste de partículas finas. O plantio direto com terraços demonstrou maior eficiência na contenção da perda total de sedimentos em comparação ao plantio direto sem terraços, evidenciando a relevância dos terraços agrícolas como prática conservacionista complementar. A adoção combinada do plantio direto com o terraceamento se mostra uma estratégia eficaz para mitigar a erosão hídrica e produção de sedimentos em áreas de produção de grãos, promovendo a conservação do solo.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Fundação Araucária pelo financiamento do projeto (Convênio FA 302/2024), à FAEP, SENAR-PR e NAPI PROSOLO.

Referências bibliográficas

Alvares, C. A.; Stape, J. L.; Sentelhas, P. C.; Gonçalves, J. L. M.; Sparovek, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift, v. 22, p. 711–728.

Arnáez, J.; Lana-Renault, N.; Lasanta, T.; Ruiz-Flaño, P.; Castroviejo, J. 2015. Effects of farming terraces on hydrological and geomorphological processes: A review. Catena, v. 128, p. 122-134.

Blanco-Seplúlveda, R.; Enríquez-Narváez, F.; Lima, F. 2021. Effectiveness of conservation agriculture (tillage vs. vegetal soil cover) to reduce water erosion in maize cultivation (*Zea mays* L.): an experimental study in the sub-humid uplands of Guatemala. Geoderma, v. 404, p. 115336. Fuentes-Guevara, M. D.; Spliethoff, J.; Camilo, E. L.; Neto, E. G.; Olanik, C.; Pacheco, A. A.; Ferreira, R.; Rampim, L.; Müller, M. M. L.; Pott, C. A. 2024. Mixture of winter cover crops reduces surface runoff and sediment production under no-tillage system for Oxisols. Land Degradation & Development, v. 35, p. 2145–2156.

Londero, A. L.; Minella, J. P. G.; Schneider, F. J. A.; Deuschle, D.; Merten, G. H.; Evrard, O.; Boeni, M. 2021. Quantifying the impact of no-till on sediment yield in southern Brazil at the hillslope and catchment scales. Hydrological Processes, v. 35, p. 1-16.

Pye, K.; Blott, S. J. 2004. Particle size analysis of sediments, soils and related particulate materials for forensic purposes using laser granulometry. Forensic Science International, v. 144, p. 19-27.

Santos, H. G.; Jacomine, P. K. T.; Anjos, L. H. C. dos; Oliveira, V. Á. de; Lumbreras, J. F.; Coelho, M. R.; Almeida, J. A. de; Cunha, T. J. F.; Oliveira, J. B. de. 2018. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 5. ed., rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa.

Shreve, E. A.; Downs, A. C. 2005. Quality-Assurance Plan for the Analysis of Fluvial Sediment by the U.S. Geological Survey Kentucky Water Science Center Sediment Laboratory. Reston, Virginia: U.S. Geological Survey.

Silva, A. M.; Silva, M. L. N.; Curi, N.; Lima, J. M.; Avanzi, J. C.; Ferreira, M. M. 2005. Perdas de solo, água, nutrientes e carbono orgânico em Cambissolo e Latossolo sob chuva natural. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 40, n. 12, p. 1223–1230.

Telles, T. S.; Lourenço, M. A. P.; Oliveira, J. F.; Costa, G. V.; Barbosa, G. M. C. 2019. Soil conservation practices in a watershed in Southern Brazil. Anais da Academia Brasileira de Ciências, v. 91, n. 3.

Wen, X.; Zhen, L.; Jiang, Q.; Xiao, Y. 2023. A global review of the development and application of soil erosion control techniques. Environmental Research Letters, v. 18, n. 3, p. 033003.

Xu, Q.; Wu, P.; Dai, J.; Wang, T.; Li, Z.; Cai, C.; Shi, Z. 2018. The effects of rainfall regimes and terracing on runoff and erosion in the Three Gorges area, China. Environmental Science and Pollution Research, v. 25, n. 10, p. 9474–9484.

CALIBRAÇÃO E AVALIAÇÃO DE PERDA DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JUNDIAÍ, SP

Mateus Guilherme Vivarelli[1], Luis Fernando Murillo-Bermúdez[2], Erick Palha Braga[3], André Luís Sotero Salustiano Martim[4]

[1]Universidade Estadual de Campinas, e-mail: m206939@dac.unicamp.br ; [2]Universidade Estadual de Campinas, e-mail: luismurillo@fec.unicamp.br; [3]Universidade Estadual de Campinas, e-mail: e206747@dac.unicamp.br ; [4]Universidade Estadual de Campinas, e-mail: sotero@fec.unicamp.br.

Palavras-chave: Perda de solo, MUSLE, Calibração.

Resumo

O transporte de sedimentos fluviais representa um desafio ambiental, social e econômico, podendo afetar o uso dos recursos hídricos pelo aumento das taxas de descarga, consequência do incremento da erosão das bacias hidrográficas. Este trabalho visou quantificar a perda do solo a partir da equação MUSLE com um processo de calibração dos coeficientes α e β, usando dados tomados em campo de diferentes eventos de chuva.

O estudo de caso é aplicado na parte alta da bacia hidrográfica do rio Jundiaí, SP. A partir dos resultados é possível observar que o uso dos parâmetros recomendados na bibliografia na aplicação do método MUSLE em média subestimou a produção de sedimentos nos 17 eventos de chuva analisados, com erro percentual médio de 29,58%, e erro percentual máximo de 57,28%, sendo que este erro aumenta nos eventos com maior precipitação. No caso da produção de sedimentos com coeficientes calibrados, a produção de sedimentos foi superestimada, e o erro percentual ficou entre -60,01% e 37,14%, com erro médio de -4,15% . Desta forma recomenda-se sempre que possível usar dados de campo para calibração.

Introdução

Para a obtenção de perdas do solo é possível usar distintos métodos, entre eles está a Equação Universal de Perda de Solo (USLE) que pode ser escrita na forma $A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P$, onde A é a quantidade de solo erodida (t/ano), R e K são fatores relacionados às chuvas e erodibilidade do local estudado, LS é relacionado à declividade e C e P ao uso do solo (Wischmeier, 1959).

A USLE possui duas versões mais atualizadas, a versão revisada (RUSLE) e a modificada (MUSLE). A principal diferença entre as duas está no período em que analisam a perda de solo: enquanto a equação RUSLE se baseia em perdas de solo anuais (Renard et al., 1997), a versão modificada estuda as perdas em eventos específicos de chuva (Williams, 1975).

A equação MUSLE apresenta ampla difusão, exemplo disso podem ser nomeamos nos estudos realizados em Aracruz, ES (Avanzi et al., 2008); na bacia do Rio Cunha, SC (Hoppen, E.; Salvador, C.; Michel, G., 2019) no Brasil; e no rio Tekeze, na Etiópia (Reda, Y.; Moges, A.; Kendie, H., 2024); e na bacia de Krueng Peuto, na Indonésia (Azmeri et al, 2024).

Na equação MUSLE, o fator relacionado às chuvas deve ser calibrado de acordo com a localização do estudo; dessa maneira, são utilizados dados hidrossedimentológicos e pluviais locais para ajustar a equação. Assim, é necessário calcular os fatores α e β de acordo com condições fisiográficas e hidrológicas das bacias, uma vez que são fatores muito variáveis (Sadeghi et al., 2007; Chaves, 2010). Com esses fatores inadequados, a equação modificada pode levar a estimativas grosseiramente errôneas do aporte de sedimentos.

Diante do exposto, o objetivo deste trabalho é calcular os parâmetros hidrossedimentológicos da equação universal modificada, comparando os valores observados com os obtidos remotamente, e verificar a importância de uma calibração adequada na equação para obter resultados mais precisos.

Materiais e Métodos

A bacia hidrográfica do rio Jundiaí foi delimitada a partir do ponto de monitoramento hidrossedimentológico (Figura 1) onde foram obtidos valores de descarga líquida e sólida em suspensão a partir de dados de turbidez para 17 eventos de chuva entre 2018 e 2020 (Murillo-Bermúdez et al. 2021; Murillo-Bermúdez e Sotero; 2022).

A equação da MUSLE é apresentada no Eq. (1) a seguir:

$$Y = \alpha \cdot (D \cdot qp)^{\beta} \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \quad (1)$$

Onde: Y é a produção de sedimentos em determinado evento(unidade: t);α e β são coeficientes de ajuste do modelo (adimensionais); D é o volume de escoamento superficial do evento (m3); qp é a vazão de pico do evento (m3 s-1); K é a erodibilidade média dos solos da bacia (t h MJ-1 mm-1); LS é fator de comprimento de rampa e declividade das vertentes da bacia (adimensional); C é o fator médio de uso e manejo do solo da bacia (adimensional); e P é o fator de práticas conservacionistas (adimensional).

Figura 1: Mapa de localização da parte alta da bacia do rio Jundiaí.

Para o cálculo do fator LS, foi utilizado o Modelo Digital de Elevação (MDE) do Serviço Geológico dos Estados Unidos (*United States Geological Survey* - USGS) e o Sistema para Análises Geocientíficas Automatizadas (*System for Automated Geoscientific Analyses* - SAGA) no software QGIS.

Para obter os coeficientes K, C e P, foram utilizados mapas pedológicos e de uso de solo apresentados em PCJ (2020) e referências bibliográficas anteriores sobre estudos hidrossedimentológicos.

Para os valores de D e Qp, foram usados os dados do Sistema de Alerta a Inundações do Estado de São Paulo, escolhendo 17 eventos de altas precipitações entre 2018 e 2020.

Tabela 1: Classes de solo na bacia do Jundiaí, fatores de erodibilidade e referências associadas

CLASSE DE SOLO	FATOR K	FONTES
Afloramento Rochoso	0,0087	Martins et al. (2011)
Argissolos Vermelho-Amarelos	0,0351	Silva (2016)
Cambissolos Háplicos	0,0475	Corrêa et al. (2015)
Gleissolos Háplicos	0,072	Leite (2016)
Gleissolos Melânicos	0,0395	Bloise et al. (2001)
Latossolos Vermelho-Amarelos	0,055	Leite (2016)
Neossolos Litólicos	0,0463	Silva e Álvares (2005); Chagas (2011); Rocha Lima et al. (2016); Demarchi e Zimback (2014); Castro et al. (2011)

Tabela 2: Usos de solo na bacia do Jundiaí, fatores de erodibilidade e referências associadas

USO DO SOLO	FATOR C	FONTES
Cultura Anual	0,2116	Silva e Luchiari (2016)
Corpo Hídrico	0,0000	Wischmeier e Smith (1978)
Pastagem	0,0500	Silva et al. (2016)
Reflorestamento	0,1210	Silva et al. (2016)
Solo Exposto	1,0000	Wischmeier e Smith (1978)
Vegetação Nativa	0,0150	Silva et al. (2016)

Resultados e Discussão

A partir dos dados de D e qp de cada um dos eventos selecionados e da relação entre a descarga sólida em suspensão e a média dos fatores da equação MUSLE foram obtidos os coeficientes calibrados (Figura 2). Um resumo dos parâmetros usados para o cálculo da perda de solo com os coeficientes originais e calibrados é apresentado na Tabela 3.

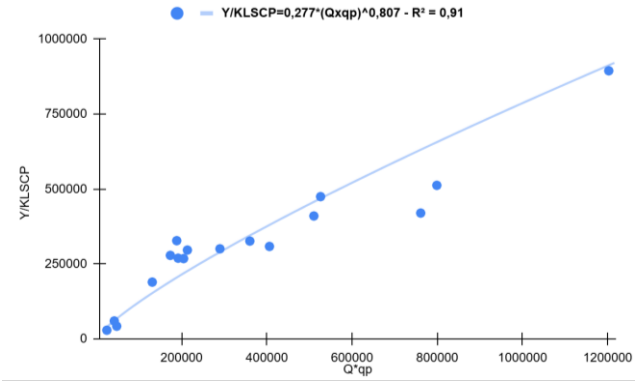


Figura 2: Relação dos Fatores (Q*qp) e (Yobs/K*LS*C*P).

Tabela 3: Fatores α e β originais e calibrados e Fatores médios usados para a aplicação da MUSLE

	Originais	Calibrados
α	11,8	0,277
β	0,56	0,807
K	0,031	
LS	0,536	
C	0,267	
P	1,000	

Na Figura 3 e 4 são apresentadas as perdas de sedimentos observadas e simuladas com o método MUSLE com os coeficientes propostos originalmente e calibrados para a bacia analisada, evidencia-se que o processo de calibração contribuiu em resultados mais próximos estatisticamente do que a produção de sedimentos sem a calibração.

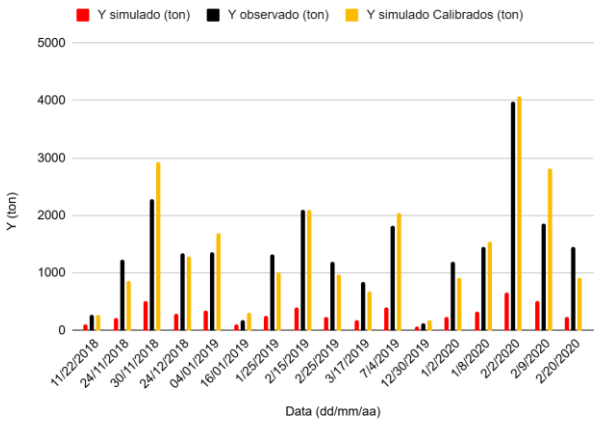


Figura 3: produção de sedimentos observada e simulada com uso de coeficientes originais e calibrados nos eventos de chuva.

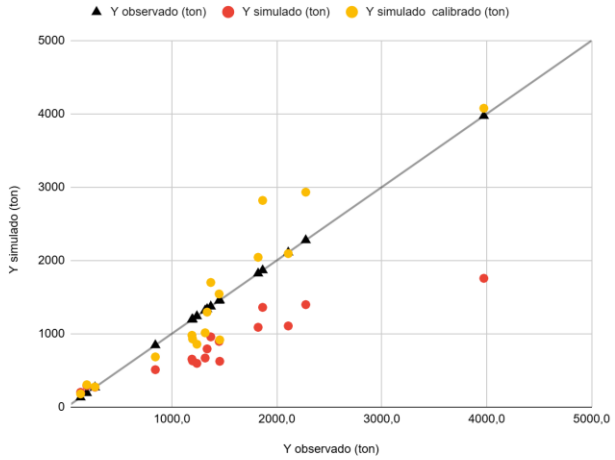


Figura 3: Relação entre a produção de sedimentos simulada.

Conclusões

Os resultados obtidos demonstram a importância fundamental da calibração dos coeficientes da equação MUSLE para a estimativa mais precisa da produção de sedimentos. A aplicação direta dos parâmetros recomendados na bibliografia trouxe resultados menos precisos aos resultados com os coeficientes calibrados. Mesmo com os parâmetros calibrados, fica evidenciada a complexidade do comportamento hidrossedimentológico com a tendência de superestimação dos dados gerados pela equação modificada.

Dessa forma, conclui-se que, sempre que possível, deve-se priorizar a coleta de dados hidrossedimentológicos locais para a calibração dos modelos, uma vez que o uso exclusivo de parâmetros generalizados pode comprometer a acurácia das estimativas de perda de solo e de produção de sedimentos.

Agradecimentos

O primeiro autor agradece à Diretoria Executiva de Apoio e Permanência Estudantil (DEAPE) pela concessão da bolsa que possibilitou a realização deste trabalho.

Referências bibliográficas

Avanzi, J. C.; et al. 2008 Calibração e aplicação do modelo MUSLE em uma microbacia hidrográfica nos Tabuleiros Costeiros brasileiros. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 12, n. 6, p. 563-569. Disponível em: https://doi.org/10.1590/S1415-43662008000600001. Acesso em: janeiro de 2025.

Azmeri, et al. 2024. Interphase modeling of sedimentation rate using the GIS-based modified universal soil loss equation. Applied Geomatics, v. 16, p. 1057–1068. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s12518-024-00599-y. Acesso em: janeiro de 2025.

Hoppen, E.; Salvador, C.; Michel, G. 2019. Aplicação da MUSLE considerando diferentes métodos de cálculo do fator topográfico LS. In: XXIII SBRH – Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Disponível em: https://anais.abrhidro.org.br/job.php?Job=5833. Acesso em: janeiro de 2025.

Murillo-Bermúdez, L. F., A.L.S. Salustiano-Martim, Poleto, C., & Filho, J. G. D. (2021). Correlation of turbidity and suspended sediment concentration in natural water flow using alternative data of water treatment plant, case of study in the upper Jundiaí river, Brazil. International Journal of River Basin Management, 21(2), 233–241. https://doi.org/10.1080/15715124.2021.1961794

Murillo-Bermúdez, L. F. M., & Martin, A. L. S. S. (2022). Avaliação qualitativa do efeito de histereses entre vazão e concentração de sedimentos em suspensão no rio Jundiaí, SP. Proceedings Of..., 56–60. https://doi.org/10.20396/iwisdw.n1.2022.4793

Reda, Y.; Moges, A.; Kendie, H. 2024. Application of the Modified Universal Soil Loss Equation (MUSLE) for the prediction of sediment yield in Agewmariam experimental watershed, Tekeze River basin, Northern Ethiopia. Heliyon, v. 10, n. 15. e35052. ISSN 2405-8440. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e35052. Acesso em: janeiro de 2025.

Rubiano, C., Henrique, & Ana Paula Camelo. (2011). Calibração e validação da equação universal de perda de solos modificada (MUSLE) utilizando dados hidrossedimentológicos locais. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 35(4), 1431–1439. https://doi.org/10.1590/s0100-06832011000400037.

Renard, K. G. et al. 1997. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). Washington, DC: United States Government Printing,

Sadeghi, S. H. R., Gholami, L., Darvishan, A. K., & Saeidi, P. (2014). A review of the application of the MUSLE model worldwide. Hydrological Sciences Journal, 59(2), 365-375. http://dx.doi.org/10.1080/02626667.2013.866239

Wischmeier, W.H. 1959. A rainfall erosion index for a Universal Soil Equation. Proceedings Soil Science Society of America, Madison, v. 23, p. 246-249.

Williams, J. R. 1975. Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor. Washington, DC: ARS-S, Southern Region, Agricultural Research Service, US Department of Agriculture. v. 40, p. 244.

PROGNÓSTICO DE FRAGILIDADE AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DA REPRESA ALAGADOS - PARANÁ

Joel Zubek da RosaPrimeiro[1], **Celbo Antonio da Fonseca Rosas** [2],

[1]*Universidade Estadual de Ponta Grossa, e-mail: joelzrosa@uepg.br;*
[2]*Universidade Estadual de Ponta Grossa e-mail: celboantonio@uepg.br*

Palavras-chave: Modelagem de dados; Cobertura e Uso da Terra; Simulação de cenários.

Resumo

As alterações de ocupação e uso da Terra, quando não adequadas as características naturais, podem impactar diretamente na degradação dos ambientes, principalmente por meio da supressão da vegetação nativa, que ocasiona a aceleração processos erosivos dos solos e consequentemente o assoreamento dos sistemas hídricos. Este Trabalho tem o objetivo de apresentar a utilização da modelagem de dados geográficos, mediante a simulação de dados de ocupação e uso da Terra, por meio de aprendizado de máquina com Redes Neurais, utilizando o programa *QGIS* para o processamento dos dados e gerar mapas de fragilidade ambiental de cenários futuros para a bacia hidrográfica da represa Alagados. A modelagem foi gerada a partir dos dados de uso e ocupação da Terra dos anos de 1990, 2000, 2010 e 2020, disponibilizados pelo MapBiomas, que foram utilizados no treinamento do algoritmo para a simulação cenários dos anos de 2030, 2040 e 2050. Os resultados apresentados pelas simulações de ocupação e uso da Terra alcançaram o desempenho mediante a validação do incide Kappa = 0.83387, o que representou um excelente desempenho. Os mapas de fragilidade ambiental foram gerados por meio de álgebra de mapas (média aritmética) que correlacionou os dados de uso e ocupação da Terra com as variáveis de declividade e o tipo de solos. Os mapas de fragilidade ambiental demostraram que as áreas com média e alta fragilidade estão com tendencia de aumento, em 1990 somavam 51,58%, em 2020 alcançou 58,67%, e para 2050 a perspectiva é de 60,45%. Em contrapartida as classes que representam a baixa e muito baixa fragilidade foram reduzidas de 48,41% em 1990, para 41,32 em 2020, e em 2050 poderá chegar a 39,54%. As áreas de proteção permanente (APP) obtiveram padrões mais estáveis, mas com relativa tendencia de aumento para as áreas de média fragilidade e redução das áreas de baixa fragilidade.

Introdução

A bacia hidrográfica da Represa Alagados é um manancial que vem sendo submetido à alterações de uso e ocupação do solo voltado para o uso agropecuário. Essas alterações consequentemente contribuem para a degradação de Áreas de Proteção Permanente (APP) que vão impactar diretamente na qualidade da água.

A obtenção de panoramas em relação as condições de ocupação e uso da Terra a aplicação de modelos de fragilidade ambiental proporcionam a elaboração de planejamento territorial ambiental, mediante as potencialidades das características naturais e suas restrições (KAWAKUBO et al., 2005).

A metodologia proposta por Ross (1994) da análise empírica na determinação da fragilidade de ambientes naturais e antropizados é baseada no conceito das Unidades Ecodinâmicas (TRICART, 1977). O modelo adota o agrupamento dos índices com valores de 1 à 5 para diferentes graus de potencialidade de fragilidade associadas as variáveis ambientais.

A identificação e a análise integrada das áreas ambientalmente mais frágeis inserem as ferramentas de geoprocessamento como essenciais na análise da fragilidade ambiental, pois permitem que sejam realizadas análises, planejamento e monitoramento de áreas naturais, assumindo assim simulações e o estabelecimento de mitigações de acordo das melhores alternativas. (RODRIGUES et al., 2001; FRANCISCO et al., 2008; PADILHA, 2008; MORAES et al. 2010).

Nesse contexto o mapeamento da fragilidade ambiental constitui importante ferramenta que auxilia na organização adequado do meio, indicando as áreas como os menores e maiores graus de fragilidade.

Objetivo

O objetivo principal desta pesquisa foi de analisar as dinâmicas das condições da ocupação e uso da terra de cenários passados e futuros, mediante a aplicação de índice de fragilidade ambiental para a bacia hidrográfica da represa Alagados utilizando técnicas de geoprocessamento.

Caracterização da área de estudo.

A bacia hidrográfica da represa Alagados, está localizada nos municípios de Carambeí, Castro e Ponta Grossa no Estado do Paraná, representado na figura 1.

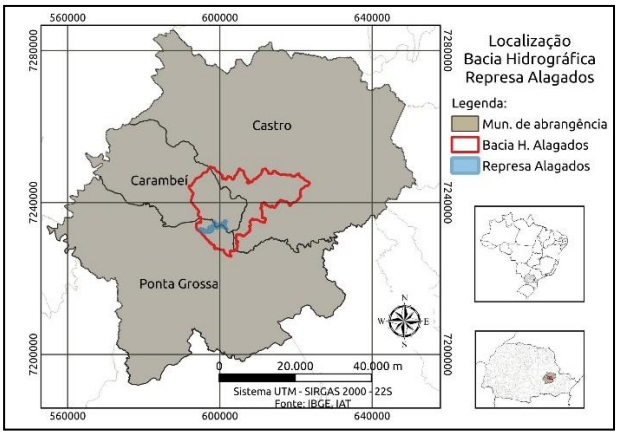


Figura 1: Mapa de Localização da Bacia Hidrográfica da Represa Alagados.

Com uma área de contribuição hídrica de aproximadamente 375 km², é abrangida em 13,9% pelo município de Ponta Grossa, 36,4% pelo município de Carambeí e 49,7% pelo município de Castro. Os principais rios tributários são os rios Pitangui e Jotuba. (PILATTI et al, 2002). A represa foi construída em 1929 para geração de energia elétrica, mas partir de 1969, passou-se a utilizar a represa para captação de água para abastecimento da cidade de Ponta Grossa, correspondendo por aproximadamente 40% do volume de água consumida na cidade, algo em torno de 31 mil m³ (LANGE, 1998).

O clima da região é do tipo Cfb (úmido subtropical com chuvas bem distribuídas ao longo do ano), com pluviosidade média em torno de 1.373mm anuais, com um período chuvoso ligeiramente acentuado de outubro a março e inverno relativamente seco, com temperaturas médias entre 15º C e 17º C (MAACK, 1968).

As atividades realizadas no perímetro da bacia estão relacionadas a produção agrícola, destacando-se o cultivo de soja e também as atividades ligadas à pecuária. As atividade são desenvolvidas em grandes e médias propriedades que priorizam a agricultura mecanizada destinada para a exportação.

Metodologia

A realização deste trabalho teve como fundamentos a utilização de dados secundários obtidos em plataformas públicas, e programas de acesso livre e código aberto para os processamentos dos dados e representação das informações.

Os dados utilizados foram: rede hidrográfica ortocodificada na escala 1:50.000 do ano de 2000, corresponde aos elementos vetoriais de linhas e áreas de drenagens, e vetor representação dos tipos de solo na escala 1:250.000, acessados na página do Instituto Água e Terra do Estado do Paraná (IAT); classificações da ocupação e uso da Terra, correspondentes aos anos de 1990, 2000, 2010 e 2020 com resolução espacial de 30 metros, disponibilizados pela plataforma *MapBiomas* e acesso via o editor de código do *Google Earth Engine*; e modelo digital de elevação (MDE) *Copernicus Global DSM* com 30 metros de resolução espacial acessado por meio do complemento *Open Topography DEM Downloader* instalado no programa *QGIS*. Todos os dados foram reprojetados para o sistema coordenadas UTM – SIRGAS 2000 – fuso 22 Sul.

A versão utilizada do programa QGIS foi a 3.22 (*Białowieża*), além do complemento para o download do MDE, também foi instalado o complemento *Modules for Land Use Change Simulation* (MOLUSCE) para realizar as simulações de mudanças de ocupação e uso da Terra, e validação utilizando estatísticas *kappa*. Os demais processamentos com o programa QGIS foram realizados por meio de ferramentas nativas do programa.

A identificação e a seleção das linhas da rede de drenagem e os polígonos que representam as áreas de contribuição (micro bacias), foi a primeira etapa a ser realizada para definir a área da bacia hidrográfica da represa Alagados. As linhas de drenagem também foram utilizadas para definir as áreas de APP, foram considerados 30 metros ao entorno das linhas e de drenagem e o lago da represa, e 50 metros para pontos gerados nas extremidades das linhas de drenagens (nascentes).

A camada vetorial referente aos tipos de solos foi recortada com base na área da bacia, em seguida foi atribuído um campo com valores relacionado a fragilidade de cada tipo de solo: Gleissolo = 1; Argissolo = 2; Latossolo (Associação Latossolo Bruno Ácrico + Cambissolo Háplico Distrófico) = 3 ; Cambissolo = 4; Neossolo = 5 e Afloramentos Rochosos = 5. Posteriormente este dado foi convertido para raster, com o nível digital da imagem atribuída aos valores relacionados ao potencial de fragilidade dos solos. Os valores de fragilidade associados aos tipos de solo, assim como os valores relacionados as classes de ocupação e uso da Terra e declividade foram adaptados de Ross (1994).

A camada referente a declividade foi gerada por meio do MDE e expressa em porcentagens. O modelo de declividade foi gerado para uma área de recobrimento maior que a bacia, para evitar efeitos relacionado aos pixeis de bodas (valores negativos), posteriormente a camada de declividade foi recortada pela área da bacia e reclassificado de acordo com os valores de fragilidade: 0 – 6% = 1; 6 – 12% = 2; 12 – 20% = 3; 20 – 30% = 4 e maior que 30% = 5.

As classes da ocupação e uso da Terra foram reclassificadas de acordo com o potencial de fragilidade seguindo os seguintes valores: Formação Florestal + Rio, Lago e Oceano = 1; Campo Alagado e Área Pantanosa + Formação Campestre = 2; Pastagem + Silvicultura = 3; Mosaico de Usos + Soja + Outras Lavouras Temporárias = 4; Área Urbanizada + Outras Lavouras Temporárias = 5.

As simulações de cenários para a ocupação e uso da Terra, por meio do complemento MOLUSCE só alcançaram desempenhos satisfatórios mediante o agrupamento das classes. O melhor desempenho atingiu a validação kappa = 0.83387, o que representou uma simulação com ótimo desempenho e próxima da realidade. Foram simulados cenários para 2010, com base nos dados de 1990 e 2000, e para 2020, com base em 2000 e 2010, com o objetivo de treinar a Rede Neural mediante a validação com os dados existentes para posteriormente gerar os cenários futuros. As variáveis de declividade e tipos de solos também foram incrementadas para melhorar o aprendizado do algoritmo.

Os mapas de fragilidade ambiental foram gerados com os dados de ocupação e uso da Terra, dados oficiais e os simulados, correlacionados com a fragilidade da declividade e dos tipo de solos por meio de álgebra de mapa implementada na calculadora raster.

$$F = (U + D + S)/3$$

Onde: F é fragilidade ambiental, U a ocupação e uso da Terra, D a declividade e S os solos.

Resultados

Os dados de ocupação e uso da Terra foram fundamentais para obter as informações sobre os períodos anteriores, compreender a dinâmica das alterações espaciais e simular cenários futuros para gerar um panorama sobre a fragilidade ambiental.

A tabela 1 apresenta a variação temporal entre as classes de ocupação e uso da Terra. As classes relacionadas a produção

agropecuária foram as que tiveram as maiores variações. A classes pastagem teve a maior redução de áreas e consequentemente as classes Soja e Silvicultura aumentaram. Em relação as classes que representam áreas naturais. A classe Formação Florestal teve a maior redução, mas somando as áreas que representam ambientes naturais em 2020 a bacia ainda possui 42,33% da sua áreas com características naturais.

Classes de Ocupação e uso da Terra	1990 (%)	2020 (%)	Δ (%)
Formação Florestal	40,98	36,90	-4,08
Silvicultura	0,34	4,89	4,55
Campo Alagado e Área Pantanosa	3,01	2,85	-0,16
Formação Campestre	0,55	0,76	0,21
Pastagem	26,20	4,64	-21,56
Mosaicos de Usos	14,45	15,35	0,90
Área Urbanizada	0,15	0,28	0,13
Outras Áreas não Vegetadas	0,04	0,11	0,07
Rio, Lago e Oceano	2,08	1,82	-0,27
Soja	11,28	30,75	19,47
Outras Lavouras Temporárias	0,93	1,65	0,72

Tabela 1: Variação temporal das classe de Ocupação da Terra da bacia hidrográfica da represa Alagados.

As modelagens em relação aos índices de fragilidade ambiental, geradas por meio de álgebra mapas, correlacionou as variáveis espaciais mediante a fragilidade da declividade, dos tipos de solos e a ocupação e uso da Terra dos anos de 1990, 2000, 2010 e 2020 e as simulações geradas para 2030, 2040 e 2050.
A figura 1 demonstra um gráfico com os resultados obtidos pelas modelagens que indicam uma tendencia de aumento principalmente para a classe com médio potencial de fragilidade.

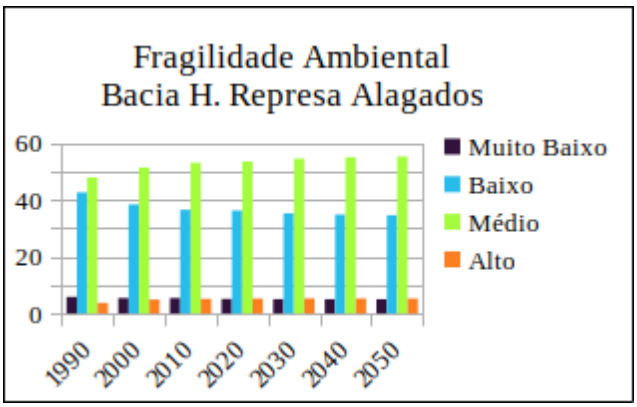


Figura 2: Gráfico com os resultados dos índices de fragilidade ambiental para a Bacia Hidrográfica da Represa Alagados.

De 1990 à 2020 as áreas com médio e alto potencial de fragilidade, passaram de 51,58% para 58,67% e a perspectiva e que em 2050 chegue em 60,45%. A classe que representa baixo potencial de fragilidade apresentou as maiores reduções com relativa tendencia de estabilização. As figuras 3, 4 e 5 apresentam os modelos de fragilidade ambiental para os anos de 1990, 2020 e 2050.

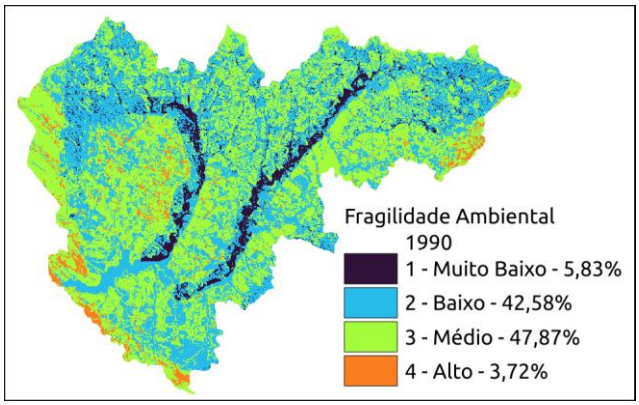


Figura 3: Modelo de fragilidade ambiental da Bacia Hidrográfica da Represa Alagados para o ano de 1990.

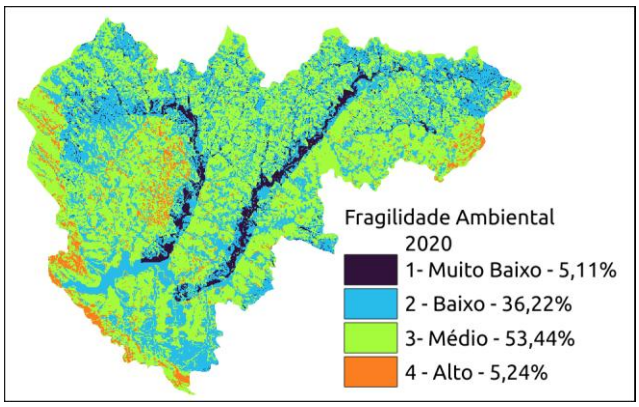


Figura 4: Modelo de fragilidade ambiental da Bacia Hidrográfica da Represa Alagados para o ano de 2020.

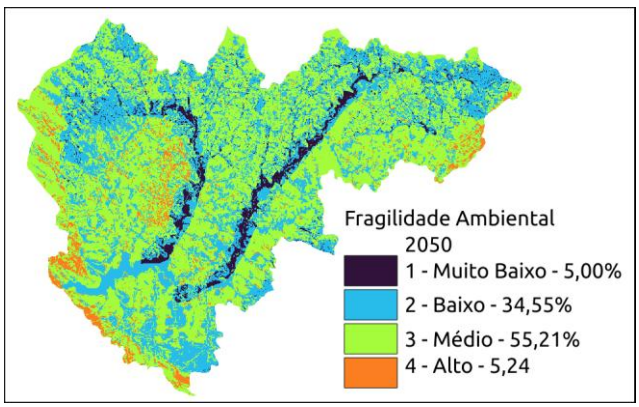


Figura 5: Modelo de fragilidade ambiental da Bacia Hidrográfica da Represa Alagados para o ano de 2050.

Em relação a fragilidade ambiental em específico para as áreas de APP o contexto apresentado pelo gráfico da figura 2 é um pouco distinto do contexto geral da bacia.

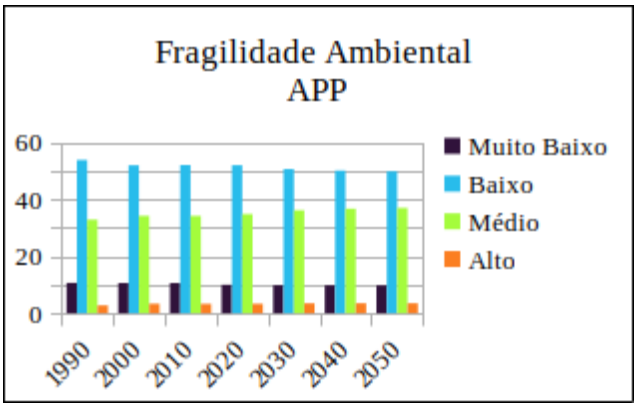


Figura 6: Gráfico com os resultados dos índices de fragilidade ambiental para as áreas de APP da Bacia Hidrográfica da Represa Alagados.

Para as áreas de APP as classes com que representam baixo e muito baixo potencial de fragilidade somam mais de 60% em 2020 com perspectiva de estabilidade. Por outro lado é preocupante o cenário de que se mantenha 40% das APP com potencial de fragilidade médio e alto. A figura 7 apresenta os locais de média e alto potencial fragilidade das áreas de APP.

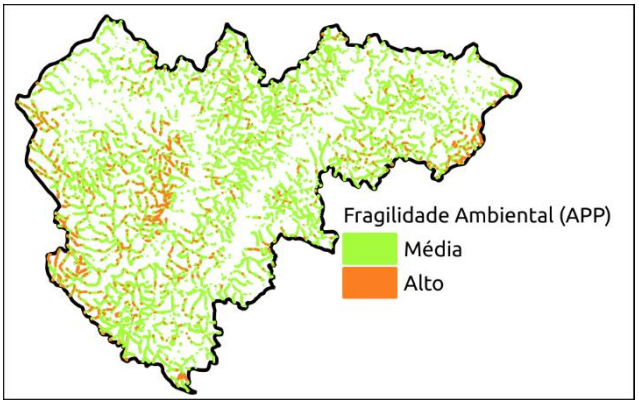


Figura 7: Fragilidade ambiental das APP.

A figura 7 indica quais são as áreas de APP que estão mais sensíveis em relação ao potencial de fragilidade ambiental. As áreas identificadas, principalmente com alto potencial de fragilidade, precisam de maior atenção para minimizar os processos de degradação.

Comentários finais

As modelagens dos dados geográficos foram essenciais para obter um prognósticos sobre a fragilidade ambiental da bacia hidrográfica da represa Alagados em cenários futuros. Os resultados possibilitaram concluir que o aumento da classes com médio e alto potencial de fragilidade ambiental na bacia hidrográfica da represa Alagados estão correlacionados com o aumento da ocupação de áreas das classes associadas aos sistemas produtivos agropecuários.
O estado de conservação das áreas de APP é outro ponto a ser destacado no sentido de que mais de 40% apresentarem graus de fragilidade com potencial médio e alto. A identificação dessas áreas é de extrema importância para o direcionamento de práticas conservacionistas.
Em relação as ferramentas de geoprocessamento, o complemento MOLUSCE instalados no programa QGIS desempenhou resultados consistentes no cálculo da variação da ocupação e uso da Terra e a simulação de cenários futuros.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer o Programa de Pós-graduação em Geografia da Universidade Estadual de Ponta Grossa (PPGEO-UEPG) pelo apoio recebido.

Referências bibliográficas

Francisco, C. E. S.; et al.; 2008. Análise Multicriterial na seleção de bacia hidrográfica para recuperação ambiental. Ciência Florestal. 18(1): 1-13.

Kawakubo, F. S.; et al.; 2005. Caracterização empírica da fragilidade ambiental utilizando geoprocessamento. Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil, p. 16-21.

Lange, F. L. P.; 1998. Os Campos Gerais e sua Princesa. Curitiba: COPEL.

Maack, R.; 1968. Geografia física do Paraná. 2. ed. FUNDEPAR: Curitiba.

Morais, I. C.; et al.; 2010. Análise da fragilidade ambiental utilizando técnicas em SIG: estudo de caso da bacia hidrográfica do Córrego do Desemboque, Pirassununga-SP-Brasil. In: VIII Simpósio Nacional de Geomorfologia, III Encontro Latino- Americano de Geomorfologia, I Encontro Íbero-Americano do Quaternário,Recife-PE.

Moro, S. M.; et al.; 2003. Heterogeneidade Espacial do Fitoplâncton na Represa Alagados (Ponta Grossa, PR) Publ. UEPG Ci. Biol. Saúde, Ponta Grossa, 9 (1): 21-30.

Padilha, D. G.; 2008. Geoprocessamento aplicado na caracterização da fragilidade ambiental da Bacia Hidrográfica do Arroio Grande-RS Dissertação de mestrado Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria/UFSM; 87 p.

Pilatti, F.; et al.; 2002. Bacia Hidrográfica do Manancial Alagados, relatório técnico¸NUCLEAM, Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Rodrigues, J. B. T.; Zimback C. R. L.; Piroli E. L.; 2001. Utilização de Sistema de Informação Geográfica na Avaliação do Uso da Terra em Botucatu (SP). Revista Brasileira de Ciência do Solo.

Ross, J. L. S.; 1994. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturas e antropisados. Revista do Departamento de Geografia. São Paulo, n. 8, p. 63-74.

CÁLCULO DE VOLUME ERODIDO POR MEIO DE MODELAGEM AEROFOTOGRAMÉTRICA COM PIX4D

Juliana Sabrina da Conceição Silva[1], Lucas Stefano Rissatto[2], Caio Pompeu Cavalhieri[3], André Barbosa Ribeiro Ferreira [4]

[1]Fundação de Apoio ao Instituto de Pesquisas Tecnológicas, e-mail: julianacs@ipt.br; [2]BK Consultoria e Serviços Ltda, e-mail:rissatto@ipt.br; [3]Instituto de Pesquisas Tecnológicas, e-mail: caiopc@ipt.br; [4]Instituto de Gestão Territorial e Geotecnologias - IGTECH. andreribeirogeo@gmail.com

Palavras-chave: Pix4Dmapper; Fotogrametria; Erosão.

Resumo

Os processos erosivos representam um importante desafio para a gestão ambiental e o planejamento territorial dos municípios, exigindo métodos suficientemente precisos e eficientes para o monitoramento e a quantificação dos volumes de solo removidos. Neste trabalho o software Pix4Dmapper foi utilizado para o cálculo volumétrico de uma área com processo erosivo acerelado em curso. O levantamento aerofotogramétrico foi realizado com RPAS (*Remotely Piloted Aircraft System)*, popularmente conhecido como drone, utilizando câmera FC6310, resultando em 183 imagens ortogonais georreferenciadas, com resolução média de 3,28 cm/pixel. As imagens foram processadas no Pix4Dmapper, possibilitando a geração de produtos como ortomosaico, Modelo Digital de Superfície (MDS) e nuvem de pontos densificada.

A partir da modelagem tridimensional do terreno, foi delimitada, de forma livre, a área afetada e realizado o cálculo do volume erodido, com base na diferença entre o que corresponde à superfície preservada e a superfície da erosão. O volume obtido foi de 12.454,81±84,72m³, demonstrando a importância do método para estimativas volumétricas em ambientes de difícil acesso ou que demandem rapidez no processamento dos dados. Os resultados confirmam o potencial do Pix4Dmapper como ferramenta de apoio no monitoramento de processos erosivos e na produção de dados geoespaciais de alta resolução para estudos ambientais e geotécnicos.

Introdução

Os processos erosivos configuram um desafio relevante para a gestão ambiental e o planejamento territorial dos municípios, sobretudo em locais onde a exposição do solo e a ausência de cobertura vegetal potencializam a perda de partículas. A quantificação dos volumes de materiais erodidos é essencial para o diagnóstico de áreas degradadas, o dimensionamento adequado de medidas de contenção e a avaliação contínua da evolução desses processos. Autores como Henriques, Chikhradze, *et al.* (2025) e Novais (2023) apresentam trabalhos nessa temática, utilizando diferentes softwares em suas análises.

Segundo Carrivick, Smith, *et al*., (2016), a aplicação da aerofotogrametria com RPAS (*Remotely Piloted Aircraft System)*, associada ao Structure-from-Motion (SfM) oferece vantagens significativas no monitoramento de processos erosivos, possibilitando a obtenção de informações topográficas de alta densidade em áreas de difícil acesso.

Com o avanço das tecnologias de sensoriamento remoto e modelagem digital do terreno, a aerofotogrametria associada a softwares especializados passou a oferecer maior precisão e agilidade na obtenção de dados topográficos.

Diante desse contexto, o presente trabalho tem como objetivo apresentar a aplicação do software Pix4Dmapper no cálculo do volume de material erodido, detalhando as etapas do levantamento, processamento e análise dos resultados obtidos a partir do modelo tridimensional gerado.

Materiais e Métodos

O uso combinado de drones e modelagem tridimensional permite a detecção detalhada de alterações morfológicas e o cálculo de volumes mobilizados em áreas de difícil acesso, sendo uma metodologia recomendada para monitoramento ambiental e estudos de instabilidade de encostas (Carrivick, Smith, *et al*., 2016).

A etapa inicial para a realização deste trabalho foi o levantamento aerofotogramétrico utilizando RPAS, com aquisição de imagens georreferenciadas. O processamento dos dados foi feito no software Pix4Dmapper versão 4.6.4, permitindo a geração de ortomosaico, Modelo Digital de Superfície (MDS), curvas de nível e nuvem de pontos densificada.

O levantamento aéreo foi executado por meio da aeronave Phantom 4 Advanced com câmera FC6310 (8,8 mm, 4864x3648 px), totalizando 183 imagens ortogonais, com resolução espacial média de 3,28 cm/pixel e sobreposição mínima de 70% entre as imagens frontais e laterais. O sistema de referência utilizado foi o WGS 84 (EGM 96 Geoid), posteriormente convertido para UTM zona 22S.

As etapas de processamento incluíram a calibração interna e externa das imagens, ajuste por feixe, geração e densificação da nuvem de pontos, seguida pela elaboração do MDS e ortomosaico. A nuvem de pontos final contou com 20.677.583 pontos, resultando em uma densidade média de 92,87 pontos/m³.

O cálculo de volume foi realizado a partir da delimitação de um polígono sobre a área de interesse, utilizando a opção *triangulated* como *base surface* na ferramenta volumétrica do Pix4Dmapper. A base foi definida a partir da triangulação entre os vértices do polígono, enquanto o modelo tridimensional do terreno representou a superfície atual erodida. A diferença entre essas superfícies permitiu estimar o volume de material mobilizado pela erosão.

Figura 1: A) Processamento da nuvem de pontos densa. B) Delimitação do polígono a ser calculado o volume.

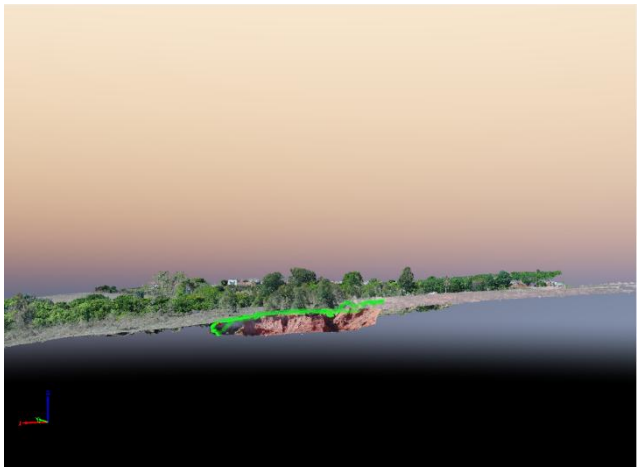


Figura 2: Visão lateral da nuvem de pontos densa com o polígono de delimitação traçado.

Resultados e Discussão

O processamento das imagens no Pix4Dmapper resultou na geração de produtos cartográficos de alta resolução, incluindo ortomosaico, MDS e nuvem de pontos densificada. A partir de análise visual foi possível identificar as feições associadas ao processo erosivo e delimitar a área afetada para aplicação da ferramenta de cálculo volumétrico (Figura 3).

A partir da modelagem tridimensional, foi possível determinar o volume erodido na área selecionada. O volume calculado correspondeu a 12.454,81±84,72m³, obtido a partir da diferença entre ao que corresponde à superfície do terreno preservado e a área erodida, considerando o modelo gerado pelo levantamento aerofotogramétrico. A densidade da nuvem de pontos, de 92,87 pontos/m³, contribuiu para a definição detalhada da morfologia local e a estimativa precisa do volume mobilizado.

Os resultados demonstram a viabilidade do uso da aerofotogrametria por RPAS associada ao Pix4Dmapper para a quantificação volumétrica em áreas afetadas por erosão. Além disso, a adoção desse tipo de metodologia permite a atualização periódica dos dados e o acompanhamento da evolução dos processos erosivos de forma prática e segura, especialmente em áreas de difícil acesso para levantamentos convencionais.

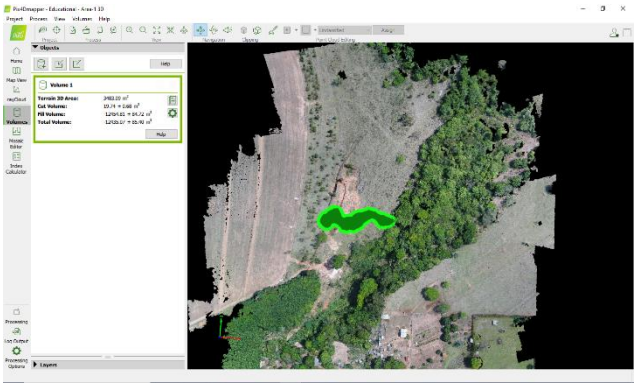


Figura 3: Imagem da etapa de cálculo de volume.

Considerações finais

A aplicação do Pix4Dmapper no cálculo volumétrico de áreas erodidas demonstrou ser uma ferramenta importante e de fácil operação para o cálculo de volumes de material removido em ambientes naturais. O método permitiu gerar produtos cartográficos e realizar estimativas volumétricas com rapidez, sendo uma opção ou complementação a levantamentos topográficos tradicionais.

Os resultados obtidos reforçam o potencial da fotogrametria associada a softwares capazes de realizarem multianálises, auxiliando no fluxo de trabalho e garantindo a segurança dos profissionais, especialmente em áreas de difícil acesso. Esse processo possibilita a atualização periódica das informações e a geração de modelos tridimensionais detalhados para análises futuras.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer à Defesa Civil do Estado de São Paulo pelo apoio institucional, bem como ao Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT) e à Fundação de Apoio à Tecnologia (FIPT) pelo suporte técnico e operacional prestado durante a realização deste trabalho.

Referências bibliográficas

Henriques, R., Chikhradze, N., *et al.* (2025). Estudo da dinâmica recente no litoral norte de Portugal com recurso a veículos aéreos não tripulados e fotogrametria. In: Comunicações Geológicas, 2025, vol. 112, Fascículo Especial I, pp. 141-145. https://doi.org/10.34637/m0r0-j950

Novais, J.; 2023. Aplicação de Sistemas de Informação Geográfica e Drones para Análise de Erosão Costeira no Parque Natural do Litoral Norte. Dissertação de Mestrado, p. 138.

Carrivick, J. L.; Smith, M. W., *et al. Structure from Motion in the Geosciences*. Chichester: Wiley-Blackwell, 2016.

USO DE SUMPS PARA A CONTENÇÃO DE SEDIMENTOS DA MINA DO SAPO EM CONCEIÇÃO DO MATO DENTRO NA BACIA DO RIO SANTO ANTÔNIO-MG

Érica Patrícia Villalaz Oliveira[1], **José Augusto Costa Gonçalves**[2]

[12]*Universidade Federal de Itajubá, e-mail: jaucosta@unifei.edu.br*

Palavras-chave: Drenagem de Mina; Águas Superficiais; Contenção de Sedimentos.

Resumo

A erosão hídrica e o transporte de sedimentos constituem questões ambientais de grande relevância em bacias hidrográficas, impactando tanto a qualidade da água quanto a infraestrutura e os ecossistemas locais. A Mina do Sapo, localizada na bacia do rio Santo Antônio-MG, Figura 1, abrange uma área de 10.774 km², representa 15,12% do território da bacia hidrográfica do rio Doce, CBH DOCE (2023). Esta bacia engloba 29 municípios, e enfrenta desafios significativos associados ao aumento da erosão e à sedimentação. Esses problemas são exacerbados pelas características geomorfológicas da região e pelo uso inadequado do solo. O transporte de sedimentos totais para corpos d'água lênticos, como açudes e barragens, pode ocorrer devido a fatores climáticos ou ações humanas que alteram a dinâmica biológica e geológica desses ambientes, (CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME, 2020). Essas mudanças resultam no aumento da taxa de sedimentação e turbidez, o que reduz a penetração da luz solar e impacta negativamente a taxa de fotossíntese do plâncton nos corpos d'água, alterando as comunidades aquáticas. Para a execução do trabalho, foram analisados dados meteorológicos históricos. Os dados de pluviometria foram obtidos pelo Pluviógrafo PSS-01 instalado na Mina do Sapo, com registros desde o ano de 2018. Para a elaboração dos mapas temáticos utilizou-se o software ArcGis, que permitiu a integração e análise dos dados espaciais. As ortofotos foram obtidas a partir de voos de drone realizados pela equipe de topografia garantindo alta precisão e resolução nas imagens. Para a elaboração dos gráficos, utilizou-se o Microsoft Excel, com base no banco de dados gerado no ano de 2024.

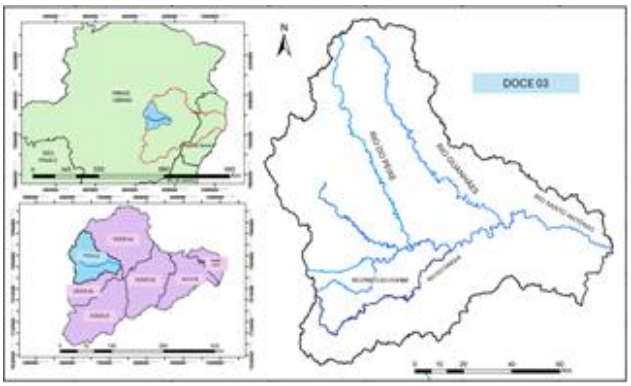


Figura 1 – Localização da área de estudo

Resultados

Taxa de sedimentação

Na mineração, a taxa de sedimentação é crucial para compreender o aporte e o volume de sedimentos depositados nas estruturas de contenção e nos diques, sendo fundamental para o planejamento das ações de limpeza dessas estruturas, sejam elas temporárias ou permanentes, (Depiné, 2011; Farias, 2008; Alves, 2021).

Segundo Pinheiro (2011), nas áreas ocupadas por atividades de mineração nos Estados Unidos, o EPA (1976) apresentou valores de contribuição específica de sedimentos variando entre 300 m³/ha.ano a 600 m³/ha.ano. Nos anos anteriores, observou-se que estes valores foram insuficientes, sugerindo uma taxa maior. Sendo assim, em 2024, a taxa de sedimentação foi calculada mensurando a bacia de contribuição e o volume do aporte de sedimentos em uma estrutura de contenção, localizada na área de lavra, com capacidade 7mil m^3, nos 3 primeiros meses do ano, ou seja, no período chuvoso, época que há aumento significativo na deposição dos sedimentos, possibilitando uma análise mais representativa.

Memória de Cálculo:

- Área da Cava: 21 hectares
- Sedimento Removido: 8 mil m^3
- Taxa = 380 m^3/ha
- Taxa anual = (380 x 2) = ~800 m^3/ha

Considerando que o assoreamento ocorre em 3 meses, metade do período chuvoso a taxa calculada foi maior que a recomendada de 600 m^3/ha por Pinheiro (2011).

Estruturas temporárias de contenção - SUMPS

Os SUMPs (também chamados de *sedimentation ponds*), são estruturas usadas, pelo setor de mineração, para auxiliar no controle ambiental, promovendo a retenção de sedimentos e, consequentemente, a melhora de parâmetros importantes de qualidade da água antes de seu descarte ou reutilização. são estruturas temporárias projetadas para armazenar água e sedimentos. São essenciais para a gestão da água em minas, especialmente em áreas onde a água pode se acumular devido à chuva. Os principais objetivos dos SUMPs incluem:

1. Controle de Água:

Evitar o acúmulo excessivo de água nas áreas de lavra, o que pode causar problemas de segurança e desempenho nas operações.

2. Separação de Sedimentos:
Permitir a sedimentação de partículas sólidas, facilitando a remoção de água limpa ou a gestão de efluentes.
3. Proteção Ambiental:
Minimizar o impacto ambiental, garantindo que os sedimentos fiquem retidos na estrutura, contribuindo na melhoria da qualidade da água vertida para o córrego Bom Sucesso.
4. Reuso de Água:
Os SUMPs com maior capacidade de contenção, que possuem lâmina d'água aparente, são estruturas potenciais para tornarem apanhadores de água para aspersão da mina, contribuindo para a sustentabilidade.
A estrutura deve ser escavada de forma que o nível de água máximo não ultrapasse a cota superior, eliminando o risco de rompimento do SUMP quando estiver cheio de água e sedimento. A Figura 2 apresenta a estrutura SUMP destacando seu design e funcionalidade.

Figura 2 – Aspecto Estrutural de um SUMP

Durante o período chuvoso, o acúmulo de sedimentos pode comprometer a capacidade de contenção das estruturas. Para os SUMPs que foram implantados com a área adequada, as limpezas estão programadas para ocorrer após o período chuvoso, em abril de 2025. Já para as estruturas que têm áreas de implantação menores do que o necessário, limpezas intermediárias foram realizadas para garantir seu funcionamento.

Discussões

Plano Chuvoso incluiu o dimensionamento das estruturas de drenagem, com o objetivo de gerenciar as águas superficiais e garantir a continuidade das atividades de lavra durante o período chuvoso. Essa abordagem visa reduzir a quantidade de sedimentos que chegam aos diques, que funcionam como as últimas barreiras, contribuindo para a redução da turbidez, antes do lançamento dos efluentes no córrego Bom Sucesso.

Estruturas Hidráulicas
As estruturas hidráulicas são componentes dimensionados para os armazenamentos de água e sedimentos, além de direcionar a drenagem superficial até os SUMPs. Esse sistema conta com bombas e tubulação de recalque para áreas seguras preconizados previamente para evitar processos erosivos.

Sistema de Contenção de Sedimentos - SUMP
Para a Mina do Sapo, foram previstas a limpeza de 14 estruturas existentes e a construção de 26 novas estruturas utilizando as áreas disponíveis, com o objetivo de conter as águas pluviais e os sedimentos.

Os SUMPs existentes são as estruturas que permaneceram na mesma área em 2023, sem interação com o Plano de Lavra de 2024. Durante esse período, foram realizados o desassoreamento e o ajuste dos escoamentos no entorno, para garantir a operacionalidade das estruturas. A limpeza dos 14 SUMPs, foi executada de acordo com o projeto da estrutura, garantindo a aderência ao sistema de drenagem, Tabela 1.

Tabela 1 – Capacidade dos SUMPs já existentes na mina

SUMPS EXISTENTES - LIMPEZA						Levantamento Topográfico	
QDE	ESTRUTURA	m³ REQUERIDO	Projeto	Sis. Bombeamento	m³/hr	Data	m³
1	SUMP 02	100%	NÃO	SIM	594	06/05/2024	35.055
2	SUMP Transição	100%	NÃO	NÃO	0	15/05/2024	4.086
3	SUMP Transição	100%	NÃO	NÃO		15/05/2024	2.727
4	SUMP BLEND 04	100%	NÃO	SIM	117	22/08/2024	17.792
5	SUMP 834	100%	NÃO	SIM	176	22/05/2024	20.000
6	SUMP 911	100%	NÃO	NÃO		28/8/2024	6.830
7	SUMP 1B_A	100%	NÃO	SIM	144	08/01/2024	23.030
8	SUMP 1B_B	100%	NÃO	NÃO	0	25/07/2024	15.652
9	SUMP BANANEIRA	100%	NÃO	NÃO		22/05/2024	700
10	SUMP BUEIRO TRIPLO	100%	NÃO	SIM	65	10/02/2024	13.831
11	SUMP 5B	100%	NÃO	SIM	531	17/9/2024	20.400
12	SUMP 895	100%	NÃO	SIM	531	17/9/2024	20.400
13	SUMP PAIOL	100%	NÃO	SIM	620	09/11/2024	54.520
14	SUMP PDE 01	100%	NÃO	SIM	315	17/07/2024	23.041
					Total Geral		312.583

Após a análise do Plano de Lavra de 2024 e elaboração dos estudos hidrológico e hidráulicos, a autora dimensionou 26 novos SUMPs, que foram distribuídos com base em critérios técnicos ao longo da mina, como apresentado na Tabela 2. O objetivo foi direcionar a maior parte do volume de água superficial e sedimentos para as estruturas.
A execução das obras deveria ocorrer entre os meses de abril a outubro, no entanto, houve atraso no cronograma se estendendo até novembro, ou seja, no período chuvoso. Ao longo da execução, foram realizados levantamentos topográficos e medições de volumes para verificar a aderência entre o planejado e o implantado.

Tabela 2 – Capacidade dos novos SUMPs construídos

SUMPS NOVOS - IMPLANTAÇÃO						Levantamento Topográfico	
QDE	ESTRUTURA	m³ REQUERIDO	Projeto	Sis. Bombeamento	m³/hr	Data	m³
1	SUMP DIQUE 02	100%	SIM	NÃO	0	09/11/2024	5.500
2	SUMP 01	100%	SIM	SIM	312	10/11/2024	38.000
3	SUMP BRITADOR	100%	SIM	SIM	36	10/02/2024	1.600
4	SUMP 834 A	100%	SIM	NÃO	0	11/02/2024	1.540
5	SUMP BLEND 01	100%	SIM	SIM	44	10/09/2024	6.000
6	SUMP FASE 04	100%	SIM	SIM	80	10/09/2024	3.200
7	SUMP 04	100%	SIM	SIM	171	28/11/2024	10.000
8	SUMP 4B	100%	SIM	SIM	53	09/11/2024	6.640
9	SUMP BLEND 03	100%	SIM	NÃO	0	10/11/2024	23.400
10	SUMP Transição	100%	SIM	NÃO	0	10/02/2024	3.400
11	SUMP 790	100%	SIM	SIM	472	17/09/2024	47.000
12	SUMP RADAR	100%	SIM	NÃO		11/06/2024	2.700
13	SUMP 760	100%	SIM	NÃO		23/10/2024	5.000
14	SUMP 1B C	100%	SIM	SIM	101	28/08/2024	10.100
15	SUMP PDE BOREL	100%	SIM	SIM	16	08/07/2024	5.000
16	SUMP 955	100%	SIM	SIM	96	23/10/2024	17.000
17	SUMP 875	100%	SIM	SIM	194	21/11/2024	6.625
18	SUMP 860	100%	SIM	SIM	484	28/11/2024	62.000
19	SUMP SC 02	100%	SIM	SIM	67	23/10/2024	3.600
20	SUMP BLEND 11	100%	SIM	SIM	55	11/06/2024	11.274
21	SUMP 950	100%	SIM	SIM	484	23/10/2024	7.479
22	SUMP 936	100%	SIM	SIM	196	28/08/2024	12.600
23	SUMP 905	100%	SIM	SIM	185	08/07/2024	25.000
24	SUMP SC 01	100%	SIM	SIM	186	28/11/2024	26.556
25	SUMP PDE 02	100%	SIM	NÃO	313	09/11/2024	16.000
26	SUMP DIQUE 04	100%	SIM	NÃO	313	10/02/2024	10.000
					Total Geral		367.214

Para a execução dos SUMPs são realizadas marcações topográficas conforme exemplo da Figura 3.

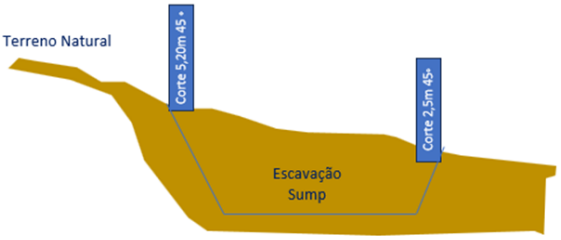


Figura 3 – Exemplo de aspecto construtivo dos SUMPs

O levantamento topográfico realizado nas estruturas planejadas do Plano Chuvoso revelou que o volume retido nos SUMPs foi de 679.797 m³, valor que ficou ligeiramente

abaixo da previsão inicial de 683.020 m³. Essa diferença de aproximadamente 1% é considerada pequena e não tem impacto significativo no resultado global do projeto, Figura 4. Para garantir a execução adequada do Plano Chuvoso, foi implementado um monitoramento constante, com inspeções de campo realizadas semanalmente, juntamente com levantamentos topográficos que registraram os avanços nas escavações. Além disso, relatórios periódicos foram elaborados e reuniões de alinhamento foram conduzidas com a equipe multidisciplinar composta pelas áreas de geotecnia, planejamento, topografia e serviço de mina. A operação também contou com uma frota de equipamentos dedicada, assegurando a conformidade com as especificações das obras de contenção de sedimentos estabelecidas no plano.

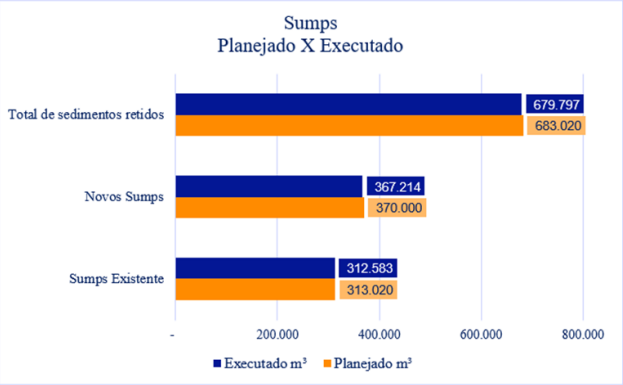


Figura 4 – Relação entre a contenção dos volumes planejados e o volume executado

A verificação da aderência foi conduzida tanto para os SUMPs existentes, conforme ilustrado na Figura 5, quanto para os novos SUMPs, conforme apresentado na Figura 6. O objetivo dessa avaliação foi identificar possíveis falhas no processo de execução. No caso dos SUMPs existentes, foram realizados desassoreamentos das estruturas, com a remoção de sedimentos acumulados durante o ano de 2023, uma atividade distinta da execução de um novo SUMPs, onde a escavação é realizada em material in situ. A diferença entre essas duas abordagens foi levada em consideração na análise da aderência, garantindo que o processo atendesse aos requisitos previstos para cada tipo de intervenção.

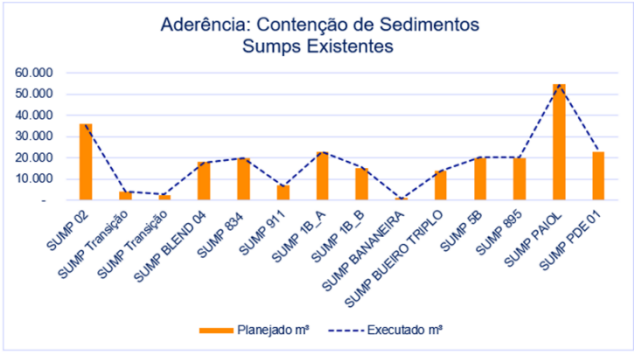


Figura 5 – Contenção de sedimentos por cada SUMP existente

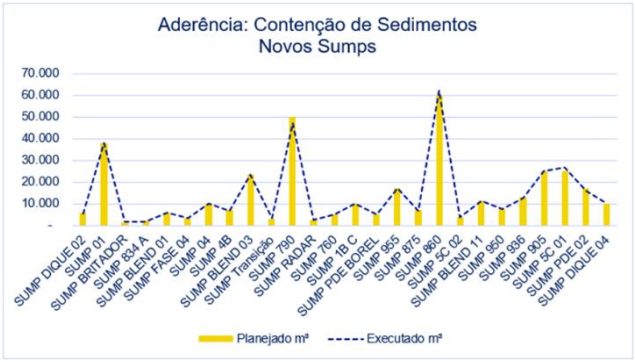


Figura 6 - Contenção de sedimentos por cada novo SUMP

Áreas Suscetíveis a Aporte de Sedimentos

As áreas ativas de lavra geram um volume significativo de sedimentos, que são transportados principalmente durante o período chuvoso. Nessas regiões, os SUMPs são dimensionados com base na taxa de sedimentação modelada de 800 m³/ha, o que resulta em estruturas robustas, com volumes maiores, para evitar limpezas intermediárias. Isso ocorre porque, durante o período chuvoso, os sedimentos se saturam, formando uma lama que dificulta o desassoreamento das estruturas.

Durante o estudo, foi observado que algumas condições podem impactar a taxa de sedimentação adotada. Em eventos chuvosos contínuos, os sedimentos são acomodados, e o aporte segue a taxa modelada. No entanto, em períodos de chuvas seguidos por dois dias de estiagem, quando ocorre nova precipitação, o aporte de sedimentos é superior ao previsto, repetindo-se em ciclos de chuva e estiagem. Esse fenômeno resulta em assoreamento precoce em alguns SUMPs.

Após identificar as estruturas mais suscetíveis ao impacto do aporte de sedimentos superior ao previsto, foi elaborado um mapa com o panorama geral da mina, apresentado na Figura 7, com o objetivo de orientar as inspeções ao longo do ano. A premissa é que, até o mês de outubro de cada ano, os SUMPs devem ser desassoreados, a fim de garantir a capacidade de drenagem durante o período chuvoso, que vai de outubro a março.

O material retirado passa por avaliação geológica, com a realização de sondagens para verificar a viabilidade de reaproveitamento dos sedimentos. Dependendo de sua composição, o sedimento pode ser utilizado para forro de acesso ou, caso seja adequado, retornar ao processo de produção. O material descartado é direcionado para a PDE (Pilha de Estéril).

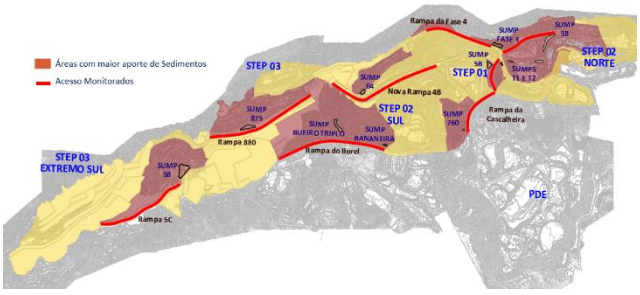


Figura 7 – Panorama geral da mina e disposição de estruturas de contenção

Comentários Finais

A pesquisa realizada ao longo de 2024, foi dividida em seis etapas e demonstrou a eficácia do Plano Chuvoso na otimização das estruturas de contenção e retenção de sedimentos na mina. A execução das obras no período seco, com frota dedicada e monitoramento constante, foi fundamental para garantir a performance esperada das estruturas, sem impactar as atividades de produção e manutenção da mina. O monitoramento contínuo dos 40 SUMPs, juntamente com a análise da água dos Diques, permitiu a obtenção de informações e a verificação da eficiência das soluções adotadas.

Os resultados comprovam que o Plano de contenção de sedimentos foi eficaz, contribuindo para redução da turbidez nos diques e das vazões residuais dentro dos parâmetros estabelecidos pelos órgãos ambientais. A comparação dos volumes de sedimentos contidos na mina com a capacidade de reservação dos diques 03, 04 e 05, apresentado na Figura 8, demonstrou que se os sedimentos fossem depositados nos diques, este estaria assoreados, perdendo a capacidade do reservatório e clarificação água.

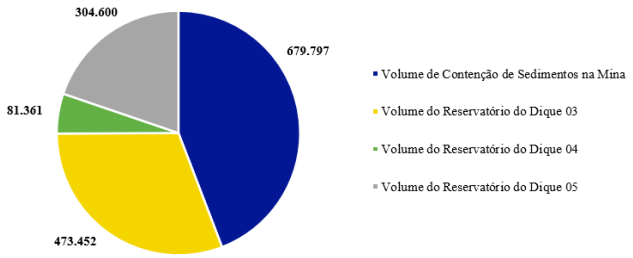


Figura 8 - Relação da capacidade de reservação dos diques

Dessa forma, o Plano de Contenção se consolidou como uma estratégia essencial para minimizar os impactos das chuvas na produção e para garantir a segurança operacional, ao mesmo tempo em que contribui para o controle ambiental da bacia do rio Santo Antônio (D03). Além disso, a reutilização dos materiais provenientes dos desassoreamentos demonstra um compromisso com a sustentabilidade e os descartados são encaminhados para a PDE e acomodados dentro das normas técnicas preconizadas para as pilhas de estéril.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) através do Convênio CAPES/UNESP Nº. 951420/2023. Agradeço ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências bibliográficas

ALVES, M. M. Efeitos do dimensionamento de micro reservatórios com tempo de retorno proporcional ao tamanho do lote: uma abordagem progressiva para drenagem pluvial. 2021. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Hídrica) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul, 2021.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE. Atualização do Plano integrado de recursos hídricos da bacia do Rio Doce e dos planos de ações de recursos hídricos para as unidades de planejamento e gestão de recursos hídricos no âmbito da bacia do rio doce. 2023.

CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME. Plano de ação de recursos hídricos da unidade de planejamento e gestão dos recursos hídricos da Bacia do Rio Santo Antônio PARH. 2020

DEPINÉ, H., PINHEIRO, A., KAUFMANN, V., SILVA, M. R. Transporte de Sedimentos em Suspensão em Áreas Agrícolas em Diferentes Escalas Espaciais. 2011. RBRH, V. 16, n.1, 97-104.

FARIAS, T. R. L. Produção de sedimentos em bacias hidrográficas sob diferentes contextos geoambientais: medidas e modelagem. 2008. Dissertação (Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza – CE, 2008.

PINHEIRO, M. C. Diretrizes para elaboração de estudos hidrológicos e dimensionamentos hidráulicos em obras de mineração. 2011, v.1. Associação Brasileira de Recursos Hídricos.

AVALIAÇÃO DA CONECTIVIDADE ESTRUTURAL DOS SEDIMENTOS USANDO O ÍNDICE NDVI COMO FATOR DE VARIAÇÃO DA IMPENDÂNCIA

Luis Fernando Murillo-Bermúdez[1], Hugo de Oliveira Fagundes[2], Débora de Jesus Siqueira[3] José Gilberto Dalfré[4], André Luís Sotero Salustiano Martim[5]

[1]Universidade Estadual de Campinas, e-mail: luismurillo@fec.unicamp.br; [2]Universidade Estadual de Campinas, e-mail: hugoo@unicamp.br; [3]Universidade Estadual de Campinas, e-mail: d231831@dac.unicamp.br; [4]Universidade Estadual de Campinas, e-mail: dalfre@unicamp.br; [5]Universidade Estadual de Campinas, e-mail: sotero@fec.unicamp.br.

Palavras-chave: Conectividade dos sedimentos, Índice de conectividade, Impedância, Fator C.

Resumo

Análises de conectividade dos sedimentos, entendida como a eficiência da transferência de material entre componentes da paisagem, são relevantes para avaliações hidrológicas, erosionais e de transporte de sedimentos, contribuindo na interpretação das respostas não lineares nas descargas de sedimentos. Este tipo de abordagem ainda incipiente no Brasil, apresenta desafios em quanto as definições dos parâmetros de impedância além da fonte de dados de alta resolução. Desta forma, o presente trabalho buscou avaliar a conectividade estrutural dos sedimentos na bacia hidrográfica do rio Jundiaí, usando imagens NDVI para a ponderação no cálculo do fator de impedância W. Índice de Conectividade (IC) variou entre -7-77 e 3,67, com valor médio de -5,57. Os valores mais altos do IC correspondem com áreas de solo exposto e declividade acentuada, já área com mata nativa e áreas planas apresentar um menor IC.

Introdução

Análises espaço-temporais das características morfológicas e de fluxo conjuntamente podem indicar alterações no transporte natural de sedimentos em bacias hidrográficas, incorporando dinâmicas de erosão, transferência e deposição de materiais sólidos (Vercruysse, Grabowski, Rickson, 2017). Para Poeppl et al (2020) estas perturbações devem ser entendidas minuciosamente em termos das conexões ou falta delas entre os distintos componentes dentro da área de captação, valorando desde o arranjo espacial das fontes de sedimentos, vias de transferência e lugares de deposição local, como também as interações entre compartimentos da paisagem e relações frequência-magnitude dos eventos de precipitação.

Neste sentido, a conectividade dos sedimentos, surge como um novo conceito para avaliação da dinâmica sedimentológica em bacias hidrográficas e vem sendo amplamente discutido e aplicado nas últimas duas décadas, Wohl et al. (2018) a define como a eficiência de transferência de material entre componentes da paisagem, como encostas e rios e/ou segmentos longitudinais de uma rede fluvial. Tomando relevância em avaliações das respostas hidrológicas, erosionais e de transferência dos componentes em bacias hidrográficas de diferente natureza e características de gestão, contribuindo nas interpretações das respostas não lineares de taxas de sedimentos no exutório da bacia hidrográfica (Najafi et al. 2021).

São definidas duas componentes da conectividade dos sedimentos: estrutural e funcional, a primeira pode ser quantificada baseada nas relações físicas da paisagem e a segunda encontra-se relacionada com os processos de transporte de sedimentos operando em diferentes componentes da paisagem ligada às propriedades hidrológicas trazendo uma escala temporal de análise (Wainwright et al. 2011; Braken et al. 2015; Zanandrea et al. 2020).

Heckman et al. (2018) descreve que devido à natureza baseada em processos da conectividade funcional dos sedimentos, ainda há um grande potencial para diferentes abordagens em escala temporal (baseadas em eventos, mensal, sazonal e anual), mas as dificuldades de avaliação da conectividade funcional levam a uma falta de tais estudos. Sendo que, a maior parte destes estão focados na avaliação da conectividade estrutural dos sedimentos a partir da quantificação por índices seguindo ou modificando a estrutura primária proposta por Borselli et al. (2008).

O presente trabalho tem como objetivo a avaliação da conectividade estrutural dos sedimentos na bacia hidrográfica do rio Jundiaí, usando imagens NDVI para a ponderação no cálculo do fator de impedância W.

Materiais e métodos

Área de estudo.

Como estudo de caso de aplicação, foi escolhida a bacia hidrográfica do rio Jundiaí (Figura 1), no estado de São Paulo. A escolha desta bacia está sustentada por ser parte de uns dos comitês de bacia mais importantes do Brasil, o PCJ (Piracicaba, Capivari e Jundiaí), que possui a maior implementação dos instrumentos de gestão e um dos PIB mais altos do país. Não obstante, graves problemas ambientais relacionados com o transporte de sedimentos influenciados por ações antrópicas estão presentes. Apesar disso, a bacia não possui nenhum grande estudo focado nos processos hidrossedimentológicos e muito menos relacionados com a conectividade de sedimentos.

Índice de conectividade (IC)

Seguindo a formulação proposta por Borselli et al. (2008) sobre o processo de construção dos índices de conectividade para uma bacia hidrográfica é importante ressaltar que:

O cálculo dos Índices é baseado nas características da área de drenagem (módulo de montante, *Dup*) e o comprimento do

percurso que uma partícula percorre até chegar a um ponto especificado pelo usuário (módulo de jusante, *Ddn*) (Figura 3). Para cada pixel, o IC é calculado pelos componentes *Dup* e *Ddn*. O componente *Dup* é o potencial de deposição do sedimento produzido a montante do ponto de cálculo; e o componente *Ddn* considera a probabilidade de o sedimento chegar a um ponto ao longo de uma linha de fluxo. As variáveis são: *Wk*, o fator médio de ponderação da área de contribuição a montante (adimensional); *Sk*, o gradiente de inclinação média da área de contribuição a montante (m/m); *Ak*, a área de contribuição a montante (m^2); *di*, o comprimento da célula i ao longo do caminho descendente (m); *Wi*, o valor de ponderação da célula *i* (adimensional); *Si*, o gradiente de declividade da célula *i* (m/m); O subíndice *K* indica que cada célula vai ter seu próprio valor de IC; a ponderação realizada por meio do parâmetro *W* representa a impedância ao fluxo de água e sedimentos (Borselli et al., 2008), ou seja, a resistência encontrada pelo fluxo em sua trajetória (Zanandrea et al. 2020). Na Eq. 1 é apresentado o equacionamento para o cálculo do IC.

$$IC_k = log_{10}\left(\frac{-D_{up,k}}{D_{dn,k}}\right) = log_{10}\left(\frac{\bar{W}_k.\bar{S}_k.\sqrt{A_k}}{\sum_{i=k,n_k}\frac{d_i}{W_i S_i}}\right) \quad (1)$$

Desta forma, foi necessário o uso de um modelo digital do terreno (MDT) que para o estudo de caso foi o MDT com resolução de 12,5m da Alaska Satellite Facility – ASF, obtido a partir da reamostragem do MDT gerado pela Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) de 30m. Além disso foi usado o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) desenvolvido para a bacia do rio Jundiaí em trabalhos anteriores (Murillo-Bermúdez et al. 2022) como apresentado na Figura 1.

O NDVI foi usado para o cálculo do fator C de cobertura e manejo relacionado com à erosão do solo da abordagem USLE/RUSLE já que o IC se baseou na definição inicial dada por Borselli et al. 2008 onde o parâmetro W é estimado a partir do fator C.

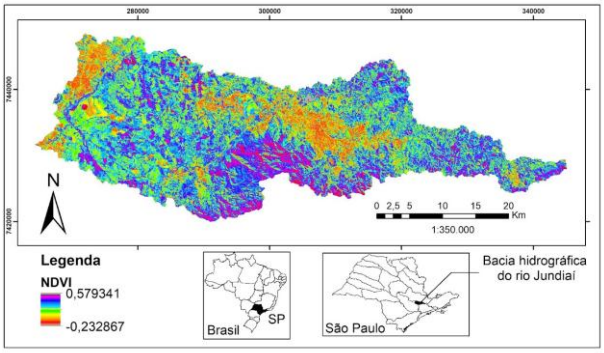


Figura 1. Localização e mapa do NDVI e da bacia hidrográfica do rio Jundiaí (Tomado de Murillo-Bermúdez et al. 2022).

No Eq. 2 mostra-se a relação matemática entre o índice NDVI e o Fator C proposta por Durigon et al. (2014) onde áreas com maior cobertura vegetal, os NDVIs tendem a +1 e os fatores C são próximos de 0.

$$C = \frac{-NDVI + 1}{2} \quad (2)$$

Foi usado o software SedInConnect para o cálculo do IC (Crema e Cavalli. 2018) que define a direção de fluxo e área de contribuição implementando o algoritmo D-infinito de fluxo múltiplo (Tarboton, 1997; Cavalli et al. 2013). Este

Resultados e Discussão

Na Figura 2 é apresentado o mapa do IC para a bacia do rio Jundiaí. Observe-se que o IC diminui conforme se aproxima dos lugares à montante. Na parte alta da bacia o MDT escolhido apresenta valores incongruentes nos valores de altitude causando uma fragmentação da bacia e consequentemente uma série de valores positivos anômalos de IC.

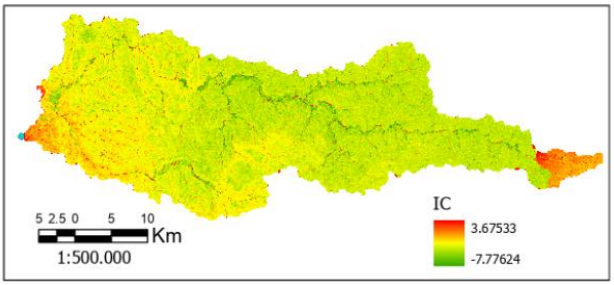


Figura 2: Conectividade estrutural da bacia do rio Jundiaí usando a metodologia de Cavalli et al (2013).

Conclusões

O presente trabalho visou a avaliação da conectividade estrutural dos sedimentos na bacia hidrográfica do rio Jundiaí a partir do uso do NDVI no cálculo do Fator C que posteriormente serviu como o parâmetro de impedância para o cálculo do IC. Os valores de IC variaram entre -7,77 e 3,67, com valor médio de -5,76. Os valores mais altos do IC correspondem com áreas de solo exposto e declividade acentuada, já área com mata nativa e áreas planas apresentar um menor IC. Espera-se que o uso de outros modelos de MDT com maior resolução espacial contribuam com um aprimoramento do Índice de conectividade.

Agradecimentos

O primeiro e terceiro autor agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pela conceção da bolsa de doutorado.

Referências bibliográficas

Borselli, L., Cassi, P., Torri, D., 2008. Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment. Catena. 75 (3), 268–277. https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.07.006.

Bracken, L.J., Turnbull, L., Wainwright, J., Bogaart, P., 2015. Sediment connectivity: a framework for understanding sediment transfer at multiple scales. Earth Surf Proc Land. 40 (2), 177–188. https://doi.org/10.1002/esp.3635.

Cavalli, M., Trevisani, S., Comiti, F., Marchi, L. 2013. Geomorphometric assessment of spatial sediment connectivity in small Alpine catchments. Geomorphology, v.188, p. 31 – 41,

Crema, S., Cavalli, M. 2018. SedInConnect: a stand-alone, free and open source tool for the assessment of sediment connectivity. Computers & Geosciences. v.111, p. 39-45, fev. https://doi.org/10.1016/j.cageo.2017.10.009.

Durigon, V. L., Carvalho, D. F., Antunes, M. A. H., Oliveira, P. T. S., & Fernandes, M. M. 2014. NDVI time series for monitoring RUSLE cover management factor in a tropical watershed. International Journal of Remote Sensing, 35(2), 441–453. https://doi.org/10.1080/01431161.2013.871081

Heckmann, T., Cavalli, M., Cerdan, O., Foerster, S., Javaux, M., Lode, E., Brardinoni, F., 2018. Indices of sediment connectivity: opportunities, challenges and limitations. Earth Sci Rev. 187, 77–108. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.08.004.

Murillo-Bermúdez et al. 2022 Estudo comparativo entre os índices NDVI para determinação do uso do solo da bacia hidrográfica do rio Jundiaí. Anais do XXX Congresso Latinoamericano de Hidráulica 2022. Volume 6B. pp 95-96

Najafi, S., Dragovich, D., Heckmann, T., Sadeghi, S.H., 2021. Sediment connectivity concepts and approaches. Catena 196. https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104880.

Tarboton, D. G. 1997A new method for the determination of flow directions and 372 upslope areas in grid digital elevation models. Water Resources Research. v.33, p. 309–373 319.https://doi.org/10.1029/96WR03137.

Vercruysse, K.; Grabowski, R. C.; Rickson, R. J. Suspended sediment transport dynamics in rivers: Multi-scale drivers of temporal variation. Earth-Science Reviews, v. 166, p. 38–52, 2017.

Wainwright, J., Turnbull, L., Ibrahim, T.G., Lexartza-Artza, I., Thornton, S.F., Brazier, R. E., 2011. Linking environmental régimes, space and time: Interpretations of structural and functional connectivity. Geomorphology 126 (3–4), 387–404. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.07.027.

Wohl, E., Brierley, G., Cadol, D., Coulthard, T.J., Covino, T., Fryirs, K.A., Grant, G.,Hilton, R.G., Lane, S.N., Magilligan, F.J., Meitzen, K.M., Passalacqua, P., Poeppl, R.E., Rathburn, S.L., Sklar, L.S., 2018. Connectivity as an Emergent Property of Geomorphic Systems. Earth Surf. Process. Landf. https://doi.org/10.1002/esp.4434.

Zanandrea, F.; Paul, L.R.; Michel, G.P.; Kobiyama, M.; Zanini, A.S.; Abatti, B.H., 2020. Conectividade dos sedimentos: Conceitos, princípios e aplicações. Revista Brasileira de Geomorfologia, 21 (2), p. 435-459. http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v21i2.1754.

ÁREA TEMÁTICA:

Gestão de Sedimentos em Sistemas Aquáticos

5°CIH

ANÁLISE QUANTITATIVA E TEMPORAL DE PRODUÇÕES CIENTÍFICAS RELACIONADAS A SEDIMENTOS

Luany Centurião Prado Nogueira[1], **Cristiano Poleto**[2]

1Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: luany.nogueira@ufrgs.br;
2Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: cristiano.poleto@ufrgs.br

Palavras-chave: análise de dados; pesquisa científica, sedimentos.

Resumo

A produção científica de trabalhos sobre sedimentos foi coletada em banco de dados de bibliotecas e do Web of Science e interpretada através da análise de dados. O objetivo dessa análise foi identificar tendências, padrões de crescimento ou declínio no número de publicações no decorrer dos anos. Com isso, podendo ser avaliado o interesse na área de pesquisa sobre sedimentos.

O estudo envolve a extração de dados da biblioteca acadêmica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Sabi+, e da base de dados científica Web of Science. Os dados são organizados por ano de publicação permitindo uma visualização objetiva da evolução do número de estudos sobre o assunto ao longo do tempo.

A análise pode incluir a identificação de períodos com maior interesse, podendo se relacionar a eventos específicos, avanços tecnológicos, descobertas científicas ou mudanças nas preocupações ambientais e políticas.

Os resultados são úteis para entender como evolui o campo de interesse e quais tópicos são mais explorados em determinados períodos de tempo. A análise pode apontar lacunas no tempo ou áreas que merecem mais investigação.

Esse estudo foi iniciado através da análise de dados da biblioteca Sabi+ da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, com foco em 4 departamentos, sendo eles: Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Biologia, Geografia e Agronomia. A análise consiste na quantificação de número de trabalhos publicados por ano gerando um gráfico de colunas com uma linha de tendência.

O departamento de Agronomia da universidade apresentou o menor número de publicações sobre sedimentos. No total foram encontrados 51 trabalhos que apresentavam ao menos uma referência de sedimentologia no seu texto. A seguir temos o gráfico exemplificando a tendência no período de 1958, onde foi identificado o primeiro estudo, e 2019, a última publicação.

No gráfico (figura 1) conseguimos analisar que ocorreu uma estabilidade de publicações do ano de 1958 ao de 2000, após isso no ano de 2001 ocorreu o primeiro pico de publicações, com 4 trabalhos publicados, com uma diminuição nos próximos 4 anos. No ano de 2006, foi identificado 8 trabalhos sobre o assunto e pode-se associar as prioridades do Ministério do Meio Ambiente com a implementação do Plano Nacional de Recursos Hídricos. Após isso, no departamento de agronomia, houve um declínio até a extinção de trabalhos sobre sedimentos até o período.

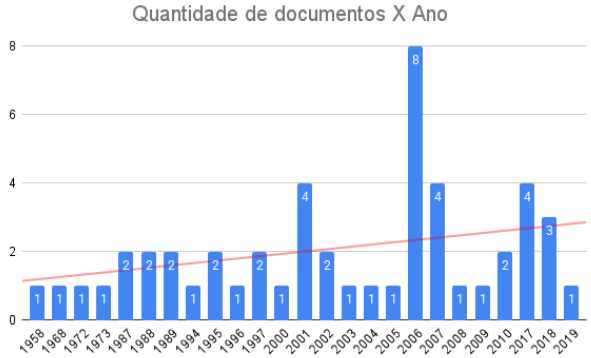


Figura 1: Dados do Departamento de Agronomia

Já no departamento de Biologia foram encontradas 64 publicações no período de 1982 à 2018. A análise (figura 2) identificou dois picos de publicações, nos anos de 2006, que pode se justificar pela implementação do Plano Nacional de Recursos Hídricos. Como o departamento de Agronomia, após o ano de 2008 houve uma queda nos estudos até a extinção em 2018.

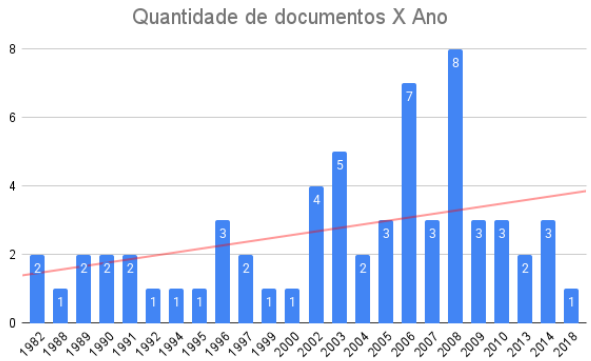


Figura 2: Dados do Departamento de Biologia

O departamento de Geologia apresentou três grandes picos em publicações, 2 deles com mesma justificativa dos departamentos de Agronomia e Biologia. O gráfico (figura 3) demonstra que o departamento teve uma tendência de crescimento nas publicações no decorrer dos anos, em 2019 as últimas publicações.

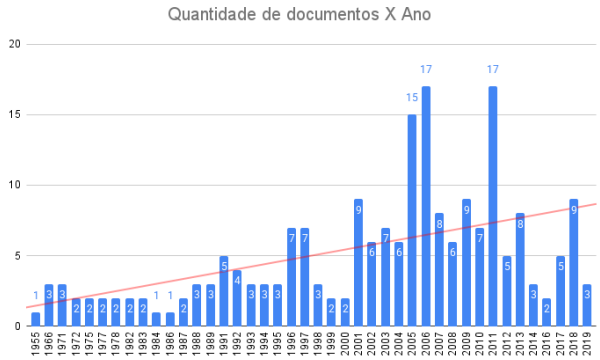


Figura 3: Dados do Departamento de Geologia

O Instituto de Pesquisas Hidráulicas possui 354 publicações sobre sedimentos. Conforme o gráfico (figura 4) houve um crescimento nas publicações sobre o assunto. Os trabalhos se iniciam no ano de 1932 e se estendem até o ano de 2021. Pode-se observar que a tendência de picos nas publicações nos 4 departamentos acontecem nos mesmos períodos devido a novos cursos de pós-graduação e novas linhas de pesquisa sobre a área.

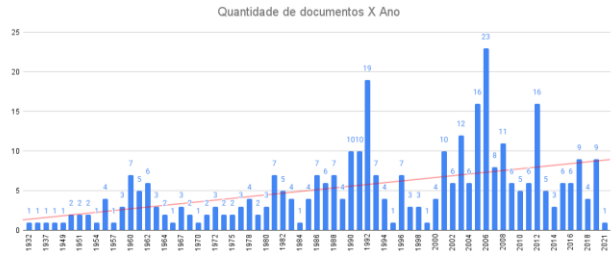


Figura 4: Dados do Instituto de Pesquisas Hidráulicas

A segunda parte da pesquisa foi feita no Web Of Science (WOS), onde foi filtrado trabalhos com sedimentos como palavra-chave, além de títulos com a mesma referência. Para análise de dados do WOS foi utilizado o aplicativo VOSviewer onde foi gerado dois gráficos em rede sobre as palavras chaves mais encontradas no trabalhos sobre sedimentos e os títulos mais encontrados. No Gráfico (figura 5) percebemos que as palavras chaves mais utilizadas além de sedimento são água, metais pesados e bioacumulação. Já no gráfico (figura 6) temos que água, concentração e efeitos são palavras que mais surgem nos títulos além de sedimento.

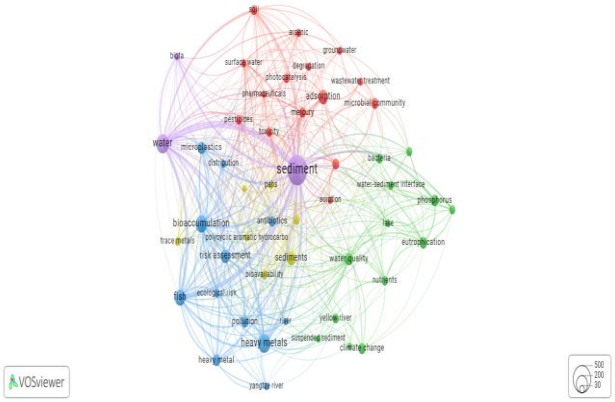


Figura 5: Demonstrativo de incidência de palavras chave sobre o tema sedimentos

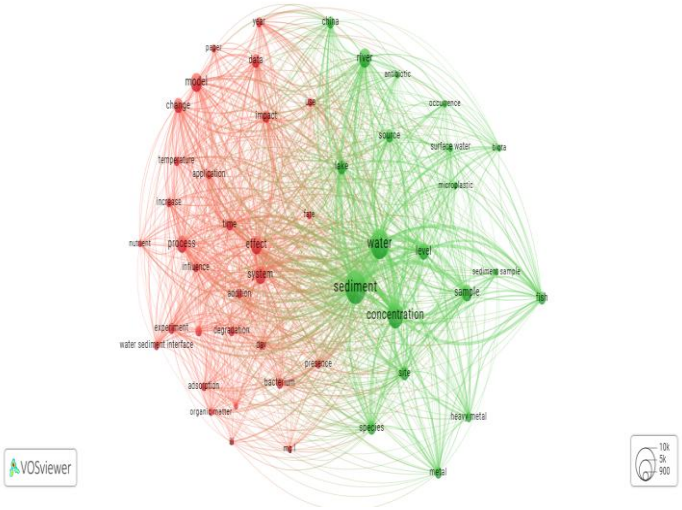


Figura 6: Demonstrativo de incidência de títulos sobre o tema sedimentos

A aparição de palavras relacionadas à poluição está bem presente nas figuras acima. Mostrando o quão importante os estudos sobre sedimentos é importante no meio acadêmico. O acumulo de metais pesado sendo um dos termos mais utilizados sugere a importância da discussão da preservação ambiental e da poluição dos corpos hídricos. A produção científica sobre sedimentos interfere ativamente nas questões ambientais do mundo todo e sua queda sugere uma regressão no estudo do assunto.

Comentários finais

Conforme análise de dados se conclui que o número de publicações sobre sedimentos em corpos hídricos se encontra em declínio nos últimos anos. Nos 4 departamentos investigados foram observados crescimentos significativos em períodos específicos e similares com uma queda considerável a seguir. Já em relação as palavras mais usadas em trabalhos relacionados ao assunto, temos palavras relacionadas a poluição da água e metais pesados.

Referências bibliográficas

Souza, A.; Oliveira, G.; 2021. A Pesquisa Bibliográfica: Princípios e Fundamentos. Cadernos da Fucamp, v.20, n.43, p.64-83.

Teixeira, E.; 2003. A Análise de Dados na Pesquisa Científica: importância e desafios em estudos organizacionais. Desenvolvimento em Questão, p. 177-201.

Bandeira, H.; 2022. Como elaborar plano de análise dos dados na pesquisa qualitativa: descrição, explicação ou interpretação?. Educação e Filosofia, p. 1141-1166.

Freitas, H.; Moscarola, J.; 2001. Da observação à decisão: métodos de pesquisa e de análise quantitativa e qualitativa de dados. SciElo Brasil.

TERATOLÓGIAS EN DIATOMEAS BENTÓNICAS A PARTIR DE NÚCLEOS DE SEDIMENTOS DEL EMBALSE PASTO GRANDE, MOQUEGUA, PERÚ

Geraldine Alejandrina Juárez Verástegui[1], Yoselin Sheyla Callata Llampi[1], Sarai Antonia Chucuya Ticona[1], Yeny Lipa Portillo[2], Sheda Méndez Ancca[1], Juan Luis Ccamapaza Aguilar[1], Jorge González Aguilera[3], Hebert Hernán Soto Gonzales[1]

[1]Universidad Nacional de Moquegua - Perú, e-mail: hsotog@unam.edu.pe; [2]Universidad Nacional del Altiplano - Perú; [3]Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul – Brasil

Palabras clave: Diatomeas teratológicas; bioindicadores; sedimentos
Keywords: Teratological diatoms; bioindicators; sediments

Resumen

Este estudio evaluó la presencia de teratologías en diatomeas bentónicas a partir de núcleos de sedimentos recolectados en el embalse Pasto Grande (Moquegua, Perú). Se analizaron muestras de cinco estaciones ubicadas en las desembocaduras de los ríos hacia el embalse, considerando la evaluación de parámetros fisicoquímicos. Las diatomeas, principalmente *Pinnularia sp., Navicula sp., Cocconeis sp. y Sellaphora sp*. presentaron deformidades en el contorno de la valva, estrías y alteraciones mixtas. Estas anomalías fueron más frecuentes en sedimentos finos, que retienen más contaminantes. Los índices de diversidad mostraron baja equidad y alta dominancia es estaciones afectadas, como la estación de la desembocadura del río Millojahuira (E-1) y del río Patara (E-3). El análisis de correspondencia canónica reveló que la conductividad eléctrica y los sólidos disueltos totales fueron los principales factores que influenciaron la distribución de especies teratológicas. Se concluye que las teratologías en diatomeas reflejan condiciones de estrés ambiental, y que estas especies actúan como bioindicadores de la calidad del agua.

Abstract

This study evaluated the presence of teratologies in benthic diatoms from sediment cores collected in the Pasto Grande Reservoir (Moquegua, Peru). Samples from five stations located at the river mouths leading to the reservoir were analyzed, considering the evaluation of physicochemical parameters. Diatoms, mainly Pinnularia sp., Navicula sp., Cocconeis sp., and Sellaphora sp., presented valve contour deformities, striations, and mixed alterations. These anomalies were more frequent in fine sediments, which retain more contaminants. Diversity indices showed low evenness and high dominance at affected stations, such as the Millojahuira River mouth station (E-1) and the Patara River mouth station (E-3). Canonical correspondence analysis revealed that electrical conductivity and total dissolved solids were the main factors influencing the distribution of teratological species. It is concluded that teratologies in diatoms reflect environmental stress conditions, and that these species act as bioindicators of water quality.

Introducción

El embalse Pasto Grande, ubicado en la región sur del Perú con una altitud de 4 515 m.s.n.m, fue creado a partir del represamiento de las aguas del río Vizcachas en 1998, con el objetivo principal de garantizar la oferta hídrica para la población de Moquegua y el valle del Tambo, en Arequipa. A lo largo de los años, el embalse ha recibido aportes de los ríos Millojahuira, Patara, Antajarane y Tocco, los cuales, en condiciones climáticas favorables, han mantenido una buena calidad del agua. Sin embargo, recientes estudios han evidenciado un deterioro progresivo en dicha calidad (Consorcio V.5, 2012). El embalse tiene poca profundidad, con una máxima de 8.0 m y una extensión superficial de 45 〖km〗 ^2. Se reportan como afluentes principales, dos afluentes que aportan aguas ácidas de origen natural en un 30% siendo estos, los ríos Millojahuira y Antajarane, además del afluente, río Patara que recibe aguas ácidas en sus nacientes de sus afluentes provenientes de fuentes termales y de zonas minera (Consorcio V.5, 2012). Las comunidades de diatomeas se pueden adaptar rápidamente al estrés ambiental cambiando la composición de especies hacia especies tolerantes a un determinado disturbio (Stevenson et al., 2010). Además, las diatomeas son particularmente sensibles a la presencia de metales pesados en su entorno, lo que puede provocar alteraciones en su estructura y función (Xu et al., 2023). Estas alteraciones o anomalías morfológicas en su estructura se denomina teratología, las cuales se pueden manifestar en la simetría, forma, tamaño o patrón de ornamentación de las valvas, y suelen estar asociadas a condiciones ambientales estresantes. Estudiar la composición y cantidad de diatomeas fósiles en un perfil de sedimento permite identificar variaciones en las condiciones fisicoquímicas del embalse. En este sentido son indicadores de pH, salinidad, estado trófico y contaminación (Van Dam et al., 1994). El objetivo general de este estudio es identificar la presencia de teratologías en diatomeas bentónicas a partir de núcleos de sedimentos del embalse Pasto Grande, Moquegua, Perú.

Metodología

A. Población y Muestra

La muestra estuvo comprendida por 5 núcleos de sedimentos y 5 muestras de agua obtenidos en las desembocaduras de los ríos hacia el Embalse Pasto Grande.

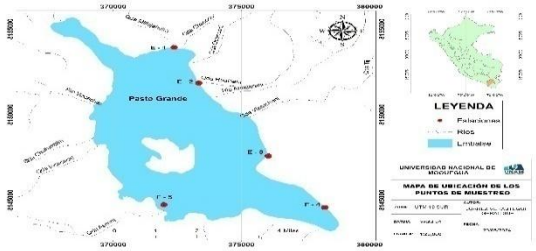


Figura 1: Mapa de ubicación de estaciones de muestreo.

Tabla 1: Mapa de ubicación de estaciones de muestreo para colecta de agua superficial y núcleos de sedimentos

PUNTO	*ZONA*	*ESTE*	*NORTE*	*ZONA*
E – 1	Desembocadura Río Millojahuira – Embalse	371742.00	8153788.00	19 K
E – 2	Desembocadura Río Antajarane – Embalse	371796.78	8151892.97	19 K
E – 3	Desembocadura Río Patara – Embalse	374185.00	8147447.00	19 K
E – 4	Desembocadura Río Tocco – Embalse	375486.00	8145563.00	19 K
E – 5	Embalse	371202.00	8144323.00	19 K

B. Procedimientos

• Toma de muestras: Las muestras de agua se recolectaron siguiendo el Protocolo Nacional para el Monitoreo de la Calidad de los Recursos Hídricos Superficiales. Y las muestras de sedimentos se obtuvieron utilizando tubos de acero según el protocolo LSASDPROC-200-RS.

Figura 2: Toma de muestra de agua y sedimento.

• Análisis de parámetros fisicoquímicos: Se midieron algunos parámetros "*in situ*" siendo temperatura, pH, conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales.

• Análisis e identificación de teratologías: Se extrajeron las diatomeas de cada segmento correspondiente a cada núcleo de sedimento y se analizaron mediante microscopía óptica, evaluando las formas teratológicas indicativas de contaminación ambiental.

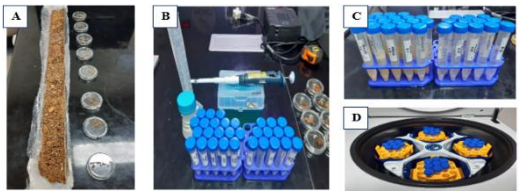


Figura 3: Preparación y procesamiento de muestras de sedimentos.

Se utilizo la literatura de Falasco y su tabla con información sobre los tipos de teratologias en diatomeas (Falasco et al., 2021).

Tabla 2: Claves para la identificación de las teratologías en diatomeas

TIPOS DE TERATOLOGÍAS	
TIPO 1	Deformidad en el contorno de la valva
TIPO 2	Cambios en patrones de estrías
TIPO 3	Cambios en la forma y posición del área central
TIPO 4	Modificaciones en la hendidura del rafe
TIPO 5	Modificaciones en el canal de rafe
TIPO 6	Disposición inusual de las células que forman colonias
TIPO 7	Mixta
TIPO 8	Anormalidad en la valvocópula

• Análisis estadístico: Se utilizó el Excel para ordenar los datos y el programa Past para obtener los índices de diversidad y el análisis de correspondencia canónica.

Resultados y Discusión

Análisis e identificación de teratologías

Cada núcleo de sedimento fue segmentado por tramos, principalmente en función del tamaño del grano: arena gruesa, arena media, arena muy fina y limo.

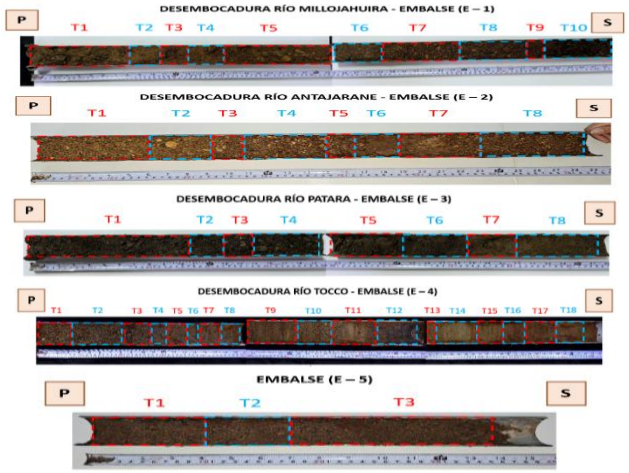


Figura 4: Núcleos de sedimentos.

La variabilidad en la granulometría de los sedimentos refleja condiciones ambientales distintas durante los periodos de deposición. Se extrajo muestras de cada tramo de los núcleos para identificar con ayuda del microscópio óptico las diatomeas presentes y observar su teratologia, utilizando el objetivo 100x.

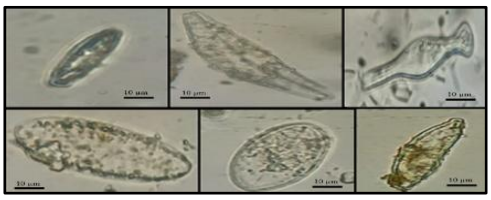


Figura 5: Diatomeas teratológicas observadas.

Se puede indicar que los tramos compuestos por limo o arena muy fina actúan como reservorios de contaminantes, debido a su mayor área superficial y capacidad de retención, lo que favorece condiciones más estresantes para las diatomeas y, por ende, una mayor expresión de teratologías. Luego de analizar todas las muestras de los tramos se obtuvo los siguientes resultados:

Tabla 3: Diatomeas teratológicas en cada núcleo de sedimento

ESTACIÓN DE MUESTREO	ESPECIE (TERATOLÓGICA)	TRAMO	TIPO DE TERATOLOGÍA	PROMEDIO	TOTAL
E - 1	Pinnularia sp.	Tramo 5	Tipo 1	2	5
	Pinnularia sp.	Tramo 5	Tipo 2	1	
	Navicula sp.	Tramo 1	Tipo 2	1	
	Frustulia sp.	Tramo 4	Tipo 2	1	
E - 2	Cocconeis sp.	Tramo 3	Tipo 2	2	20
	Cocconeis sp.	Tramo 8	Tipo 2	1	
	Cocconeis sp.	Tramo 5	Tipo 7	1	
	Pinnularia sp.	Tramo 1	Tipo 2	4	
	Pinnularia sp.	Tramo 5	Tipo 7	7	
	Pinnularia sp.	Tramo 4	Tipo 7	1	
	Pinnularia sp.	Tramo 8	Tipo 7	1	
	Navicula sp.	Tramo 2	Tipo 2	1	
	Navicula sp.	Tramo 7	Tipo 7	1	
	Sellaphora sp.	Tramo 3	Tipo 1	1	
E - 3	Cocconeis sp.	Tramo 7	Tipo 2	1	5
	Luticola sp.	Tramo 7	Tipo 1	3	
	Pinnularia sp.	Tramo 8	Tipo 7	1	
E - 4	Navicula sp.	Tramo 6	Tipo 1	2	32
	Navicula sp.	Tramo 4	Tipo 2	4	
	Navicula sp.	Tramo 8	Tipo 2	1	
	Pinnularia sp.	Tramo 1	Tipo 2	4	
	Pinnularia sp.	Tramo 4	Tipo 2	1	
	Pinnularia sp.	Tramo 6	Tipo 2	1	
	Pinnularia sp.	Tramo 8	Tipo 2	1	
	Pinnularia sp.	Tramo 7	Tipo 7	1	
	Pinnularia sp.	Tramo 8	Tipo 7	2	
	Cymbella sp.	Tramo 17	Tipo 1	1	
	Cymbella sp.	Tramo 6	Tipo 2	1	
	Cymbella sp.	Tramo 5	Tipo 7	1	
	Sellaphora sp.	Tramo 3	Tipo 4	5	
	Sellaphora sp.	Tramo 7	Tipo 7	2	
	Sellaphora sp.	Tramo 8	Tipo 7	2	
	Aulacoseira	Tramo 7	Tipo 7	1	
	Luticola sp.	Tramo 17	Tipo 1	1	
	Luticola sp.	Tramo 9	Tipo 2	1	
E - 5	Luticola sp.	Tramo 3	Tipo 2	2	6
	Pinnularia sp.	Tramo 3	Tipo 1	3	
	Sellaphora sp.	Tramo 1	Tipo 7	1	

Las especies teratológicas más frecuentes fueron *Pinnularia sp*., *Navicula sp*., *Cocconeis sp*. y *Sellaphora sp*., las cuales presentaron principalmente deformidades de tipo 1, 2 y 7, correspondientes a alteraciones en el contorno de la valva, cambios en patrones de estrías y alteraciones mixtas, respectivamente. Estas deformaciones coinciden con las categorías descritas por Falasco, quien señala que las deformaciones del tipo 1 son las más frecuentes bajo condiciones de estrés ambiental prolongado, como presencia de metales pesados o desequilibrios en el pH. La alta presencia de deformaciones del tipo 2 también es indicativa de una interferencia durante el proceso de formación de la frústula. La teratología tipo 7 fue una de las más representadas, lo que sugiere que múltiples factores estresantes actuaron sobre las comunidades bentónicas.

Índices de diversidad

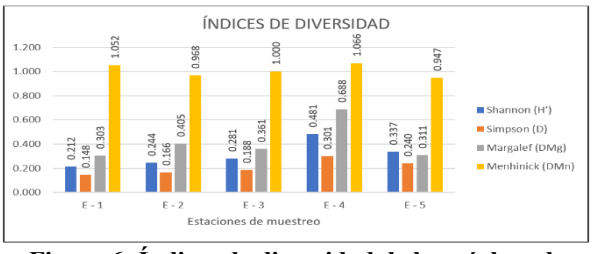


Figura 6: Índices de diversidad de los núcleos de sedimentos.

El índice de Shannon (H') presento valores bajos en todas las estaciones (entre 0.212 y 0.337), lo que indica que la diversidad de especies teratológicas fue limitada y con alta dominancia de algunas especies específicas, como *Pinnularia sp.* y *Navicula sp.*. El valor más bajo se registró en la estación E-1, sugiriendo una comunidad más homogénea y afectada por condiciones estresantes. El índice de Simpson (D) mostró un comportamiento similar con valores igualmente bajos (entre 0.303 y 0.418), lo que confirma una dominancia marcada en la comunidad teratológica. La mayor dominancia (menor diversidad) se observó también en la estación E-1, mientras que la estación E-5 reflejó una ligera mayor equidad entre especies teratológicas. En cuanto a los índices de riqueza, el índice de Margalef (DMg) y de Menhinick (DMn) presentaron valores más altos en general, destacando las estaciones E-2, E-4 y E-5 con los mayores valores de DMn (1.052, 1.066 y 0.947 respectivamente). Esto sugiere que en estas estaciones hubo una mayor cantidad de especies teratológicas en relación al número total de individuos.

Análisis de correspondencia canónica (CCA)

Para este análisis se consideró los parámetros ambientales de temperatura, pH, CE y TDS.

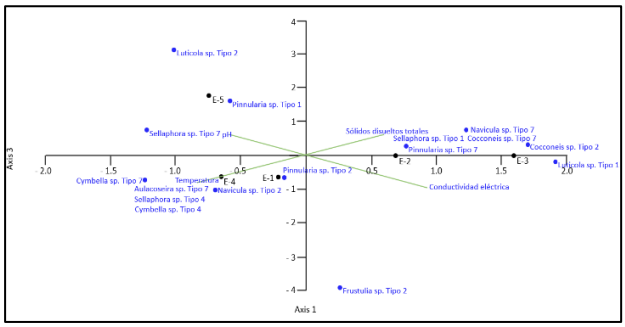


Figura 7: Análisis de correspondencia canónica de las estaciones de muestreo.

Las variables con mayor influencia sobre la distribución de las especies teratológicas fueron la conductividad eléctrica (CE) y los sólidos disueltos totales (TDS). Esta correlación indica que el incremento de la salinidad y la carga iónica del sistema influye notablemente en la composición de la comunidad de diatomeas teratológicas. Especies como *Luticola sp.* (tipo 1), *Cocconeis sp*. (tipo 2), *Navicula sp*. (tipo 7), *Sellaphora sp*. (tipo 1) y *Pinnularia sp*. (tipo 7) se agrupan en el cuadrante derecho del gráfico, en clara asociación con altos valores de CE y TDS. Estas especies, al presentar teratologías y estar ubicadas en esta zona del espacio de ordenación, podrían estar actuando como indicadoras de ambientes degradados con alteraciones fisicoquímicas importantes, especialmente en estaciones como E-2 y E-3, que se ubican en la misma dirección del gradiente de salinidad. En contraste, especies como *Cymbella sp*. (tipo 7), *Sellaphora sp*. (tipo 7) y *Navicula sp*. (tipo 2), se sitúan en el cuadrante izquierdo, asociadas a condiciones de baja CE y menor concentración de TDS, su distribución refleja condiciones más naturales o conservadas, como las observadas en las estaciones E-4 y E-5, también ubicadas en esa dirección.

Conclusiones

• Se registraron cuatro tipos de teratologías morfológicas, siendo las más frecuentes las deformidades del tipo 1, 2 y 7. Estas anomalías afectaron principalmente a las especies *Pinnularia sp*., *Navicula sp*. y *Cocconeis sp*., las cuales fueron observadas con mayor recurrencia en los tramos sedimentarios más finos.

• Los índices de diversidad mostraron patrones de baja equidad y alta dominancia, particularmente en la estación de la desembocadura del río Millojahuira (E-1) y del río

Patara (E-3), reflejando una comunidad afectada por condiciones ambientales desfavorables. A su vez, los índices de riqueza fueron más altos en la desembocadura del río Antajarane (E-2) y del río Tocco (E-4), lo que sugiere que varias especies están simultáneamente expuestas al estrés ambiental.

• El análisis de correspondencia canónica (CCA) evidenció que la conductividad eléctrica y los sólidos disueltos totales fueron las variables más influyentes en la distribución de especies teratológicas. Las estaciones de la desembocadura del río Antajarane (E-2) y del río Patara (E-3) se asociaron claramente con valores elevados de estas variables, indicando una mayor carga iónica y aportes de contaminantes, lo cual coincide con la mayor frecuencia de deformaciones en esas zonas.

• Las estaciones de la desembocadura del río Antajarane (E-2) y del río Patara (E-3) presentaron la mayor frecuencia y diversidad de diatomeas teratológicas, siendo una señal de contaminación en comparación con las demás estaciones de muestreo.

Agradecimientos

Agradezco a la Universidad Nacional de Moquegua, y al financiamiento otorgado gracias al Proyecto Especial titulado Limnología física del embalse Pasto Grande aprobado por Resolución N°406-2020-UNAM.

Referencias bibliográficas

Consorcio V.5. (2012). Tomo N°1 Informe final del estudio: Mejoramiento de la calidad de aguas de Embalse Pasto Grande del Distrito Carumas, Provincia Mariscal Nieto, Región Moquegua.

Falasco, E., Ector, L., Wetzel, C. E., Badino, G., & Bona, F. (2021). Looking back, looking forward: a review of the new literature on diatom teratological forms (2010–2020). Hydrobiologia, 848(8), 1675–1753. https://doi.org/10.1007/S10750-021-04540-X/FIGURES/6.

ÁREA TEMÁTICA:

Gestão Integrada de Bacias Hidrográficas

5° CIH

IMPACTO DA DRENAGEM SUSTENTÁVEL EM ÁREA PASSÍVEL A ALAGAMENTOS EM RIBEIRÃO PRETO/SP

Giovana Festucia Oliveira[1], Patrícia Diniz Martins[2], Carla Eloísa Diniz dos Santos[3]

[1]Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: giovanafestucia@gmail.com; [2]Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: patrícia.martins@uftm.edu.br; [3]Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: carla.santos@uftm.edu.br

Palavras-chave: vazão de pico; QGIS; coeficiente de escoamento superficial.

Introdução

Segundo uma pesquisa feita pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em 2020, 1.958 municípios brasileiros registraram alagamentos, o que representou aumento de mais de 13% em relação a 2017 (IBGE, 2021). Esse crescimento nos alagamentos reflete a insuficiência das infraestruturas de drenagem convencional em administrar eventos com precipitações cada vez mais intensas e concentradas em curto período. Isto porque a drenagem convencional - formada por sarjetas, bueiros e galerias de água pluvial - é projetada para coletar e transportar rapidamente a água pluvial até os pontos mais baixos da região, que normalmente são cortados por córregos ou rios. Entretanto, com o excesso de impermeabilização, tempo de concentração da bacia é reduzido (Canholi, 2014), acarretando aumento do pico de vazão a jusante e, consequentemente, gerando alagamentos.

Ribeirão Preto, município do estado de São Paulo que apresenta um histórico de inundações desde o início do século XX é um exemplo. Vicente (2015) reforça que, mesmo Ribeirão Preto sendo uma região com expansão significativa da população e da ocupação do solo, até o final da década de 1990 não havia políticas públicas para compensar os impactos causados pela urbanização. Além disso, a cidade é considerada como ponto importante para a recarga do Aquífero Guarani, devido a sua formação geológica com alta capacidade de infiltração (Sinelli, 1987). Com isso, reduzir as áreas permeáveis gera um impacto negativo não apenas na drenagem pluvial urbana, mas também contribui para a diminuição do nível freático de um dos principais aquíferos do mundo.

O presente trabalho avaliou o impacto da implantação de pisos permeáveis e sistemas descentralizados de coleta e armazenamento de água de chuva sob a vazão de pico no entorno da Avenida Jerônimo Gonçalves, região central de Ribeirão Preto, drenada pelo córrego Ribeirão Preto, integrante da bacia do rio Pardo. Tal área engloba o Mercado Municipal, a Estação Rodoviária e o Terminal Urbano Evangelina de Carvalho Passig. Esses pontos contribuem para o grande fluxo de pessoas presentes nessa área, além da presença de residências e estabelecimentos comerciais. Por se encontrar na Zona de Urbanização Preferencial, esta área possui uma baixa taxa de permeabilidade, contribuindo para o aumento do escoamento superficial.

Metodologia

O delineamento experimental do trabalho contemplou as etapas de delimitação da microbacia de drenagem e de estimativa das vazões de pico, tanto no cenário atual (drenagem urbana convencional) quanto no cenário hipotético da área receber intervenção de alternativas de drenagem sustentável.

A delimitação da microbacia considerou os dados de altitude do banco de dados geomorfométricos do Brasil (TOPODATA) e foi realizada por meio do Modelo Digital de Elevação, no Software QGIS (versão 3.10). O exultório da microbacia hidrográfica fica nas redondezas do mercado municipal, terminal urbano e estação rodoviária (Figura 1). A área total da microbacia em questão foi de 0,16 km².

Figura 1: Delimitação da microbacia de drenagem da área de estudo.

As variáveis de interesse ao dimensionamento hidrológico foram: tempo de concentração (t_C) de 23,59 min obtido via método de Kirpich Modificado; comprimento do corpo d'água principal (L) de 0,84 km; declividade média de 20 m/m e tempo de retorno de 10 anos. A intensidade de precipitação de 175,14 mm/h foi obtida a partir de dados do Software Plúvio 2.1 para Ribeirão Preto.

Os valores do coeficiente de escoamento superficial (C) em cada um dos cenários avaliados foram obtidos pelo software QGis, a partir de interpolações, de acordo com a ocupação do solo predominante. Nessa etapa dados extras foram extraídos do software Google Earth Pro. Por fim, a vazão de pico em ambos os cenários foi estimada pelo método racional.

Resultados e Discussão

Considerando a ocupação solo e a presença de sistema de drenagem convencional – composto por sarjetas, bocas d elobo e galerías de agua pluvial – no cenário atual o

coeficiente C da área de estudo foi de 0,87, resultando em vazão de pico de 6,76 m³/s.

O cenário hipotético baseou-se na adoção de três intervenções. A primeira foi a substituição de calçada tradicional (pisos asfálticos) para o calçamento do tipo paver, o qual foi receberia, em seus espaços vazados filetes de grama, permitindo uma maior permeabilidade de água. Para isso, baseando-se na Lei complementar n° 2932, que dispõe sobre o código de obras do município (Ribeirão Preto, 2019), foi estipulado uma calçada de largura igual a 2,0 metros e ocupação de 25% da calçada como faixa verde (área permeável). A segunda intervenção foi relacionada ao recobrimento de solo nos quatro estacionamentos privados presentes na área de estudo (Figura 2). O piso asfáltico foi substituído pela brita.

Figura 2: Localização dos estacionamentos considerados no estudo.

Por fim, como a região possui uma grande densidade de construções, optou-se proposição de sistemas de captação de agua pluvial nos telhados das edificações. Para tal, foi estipulado que, 20% de todas as edificações da área de estudo aderiram a este sistema de coleta, com o objetivo da reutilização da água em atividades que não exigem potabilidade, como por exemplo a irrigação de jardins e a lavagem de pátios e áreas externas.

Desta forma, a vazão de pico no cenário hipotético foi de 5,59 m³/s, resultando em redução de 17,32% quando comparada à vazão de pico atual. A Tabela 1 retrata os detalhes do procedimento de cálculo interpolado do valor do coeficiente de escoamento. O valor de C foi de 0,72.

Tabela 1: Tipos de cobertura e suas respectivas áreas e coeficientes de escoamento considerados no cenário hipotético.

Superfície	Área (m²)	C
Asfalto	34.228	0,95
Calçada com paver	8.232	0,50
Estacionamento com brita	5.785	0,10
Filete de grama na calçada	2.744	0,15
Telhado	90.843	0,85
Telhado com captação pluvial	18.169	0,00
Média		**0,72**

O impacto positivo das alternativas de drenagem urbana sustentável na redução das vazões de pico alcançado neste trabalho é similar aos trabalhos desenvolvidos por Cauduro, Müller e Rosa (2019) e Ramalho (2021). Analisando a proposta de drenagem sustentável feita por Cauduro, Müller e Rosa (2019) para um município de pequeno porte próximo à Florianópolis-SC, o autor sugere alterações na cobertura do solo, por meio de 50% do passeio composto por gramado, edificações com captação de água da chuva e uso de materiais permeáveis nas ruas e estacionamentos. Com isso, para uma vazão total de 5,4 m³/s, apenas 51% dessa água acabou sendo destinada ao sistema de drenagem, enquanto no modelo convencional esse valor representava cerca de 71%.

Já no estudo de caso de Ramalho (2021) em região central do município de Londrina-PR, a adoção de alternativas sustentáveis de drenagem urbana em locais como estacionamentos, calçadas e cemitério, reduziu a vazão de pico de 4,9 m³/s para 4,4 m³/s, considerando tempo de retorno de 10 anos. Esse resultado foi possível devido a alteração na área impermeável, anteriormente de 91,88% para 65,72%, por meio da utilização de pavimentos permeáveis, trincheira de infiltração (separação de bolsões) e canteiros de arborização (Ramalho, 2021).

Comentários finais

Com uma redução de 17,32% da vazão máxima, a alternativa de aumentar a infiltração da água pela ampliação de áreas permeáveis na região apresentou-se como vantajosa, permitindo reduzir o risco de inundações e garantindo a qualidade dos corpos hídricos da região. Para uma maior eficiência ao longo prazo, a manutenção e gerenciamento das técnicas compensatórias devem estar presentes, além da adoção de uma educação ambiental constante na população.

Referências bibliográficas

Canholi, A. P. 2014. Drenagem urbana e controle de enchentes. 2 ed. São Paulo: Oficina de Textos, 384 p.

Cauduro, F.; Müller, C. R.; Rosa, G. G. 2019. Proposta de drenagem sustentável para uma municipalidade de pequeno porte – estudo de caso. Águas Subterrâneas - -Seção Estudos de Caso e Notas Técnicas, v. 33, n. 2, pp. 1-8.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. 2021. Pesquisa de Informações Básicas Municipais (MUNIC 2020).

Ramalho, G. D. 2021. Sistemas sustentáveis de drenagem urbana para áreas centrais: estudo de caso em Londrina-PR. 2021. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em

Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2021.

Sinelli, O. 1987. Hidrogeologia da Bacia Hidrográfica do Rio Pardo SP. Revista da Associação Brasileira de Águas Subterrâneas, v. 11, p. 06-26.

Vicente, T. Z. 2015. Avaliação de uso, apropriação e integração urbana de técnicas compensatórias para o manejo de águas pluviais: estudos de caso em Ribeirão Preto. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos. São Carlos – SP.

MODELAGEM DA VAZÃO EM FUNÇÃO DA PRECIPITAÇÃO E DO NÍVEL HIDROMÉTRICO EM PORTO PRIMAVERA/SP

Rafaela Melissa Andrade Ferreira[1], **Paulo Cesar Rocha**[2]

[1]Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - Câmpus de Presidente Prudente, e-mail: rafaela.andrade-ferreira@unespbr. ; [2]Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - Câmpus de Presidente Prudente , e-mail: paulo-cesar.rocha@unesp.br.

Palavras-chave: Geografia Física; Hidrologia; Chuvas; Análises.

Resumo

Este estudo teve como objetivo analisar o comportamento hidrológico da região de Porto Primavera (SP) por meio da modelagem estatística da vazão fluvial com base em dados horários de chuva e nível da lâmina d'água. Foram utilizados registros históricos abrangentes para construir um modelo de regressão linear múltipla, com a vazão como variável dependente. O modelo apresentou desempenho robusto, com coeficiente de determinação (R^2) de 0,942 e erro médio (RMSE) de aproximadamente 11,98 m^3/s, indicando forte capacidade explicativa e preditiva. A variável nível demonstrou maior influência na estimativa da vazão, enquanto a chuva horária isolada apresentou impacto limitado. A validação gráfica e a aplicação de média móvel reforçaram a aderência do modelo às tendências reais do sistema hidrológico. Os resultados evidenciam o potencial da modelagem linear como ferramenta eficiente para previsão de vazão em escala horária, contribuindo para a gestão de recursos hídricos e o planejamento de sistemas hidroenergéticos.

Introdução

A compreensão dos processos hidrológicos é fundamental para o gerenciamento eficiente dos recursos hídricos, planejamento urbano e mitigação de desastres naturais. Em particular, a vazão fluvial, ou seja, o volume de água que escoa em um curso d'água por unidade de tempo, é uma variável chave para a operação de reservatórios, previsão de cheias e dimensionamento de obras hidráulicas.

A chuva e o nível da lâmina d'água são duas das principais variáveis explicativas que influenciam diretamente a variação da vazão. Dessa maneira, a relação entre esses fatores é, no entanto, influenciada por diversos elementos, como características da bacia hidrográfica, cobertura do solo, tempo de concentração, e propriedades hidrodinâmicas do canal (Birsan *et al*., 2005; Malede *et al.,* 2022; Xu *et al.,*2024). Por essa razão, a modelagem da vazão constitui um desafio técnico-científico de grande relevância.

Tradicionalmente, métodos determinísticos como os modelos chuva-vazão de base física são utilizados para representar esses processos. No entanto, nos últimos anos, abordagens estatísticas e de aprendizado de máquina têm ganhado destaque devido à sua capacidade de capturar relações empíricas com precisão e eficiência computacional (Schroder et al., 2020). Dentre essas abordagens, a regressão linear múltipla é frequentemente adotada como modelo base para avaliação da influência simultânea de variáveis hidrológicas sobre a vazão (Duarte et al., 2024).

A escolha do modelo estatístico também impacta diretamente nos resultados e na sua interpretabilidade. A regressão linear múltipla, embora simplista, apresenta como principal vantagem a transparência dos coeficientes, permitindo inferir diretamente a influência de cada variável explicativa sobre a variável de resposta (Naghettini, 2007; Marcuzzo, 2014).

Esse modelo serve tanto como ponto de partida para análises mais complexas quanto como base comparativa para métodos mais avançados, como redes neurais ou modelos baseados em árvores de decisão. Dessarte, conforme apontam Mendonça et al., (2021), quando bem calibrada, a regressão linear pode oferecer resultados satisfatórios, com rápida implementação e baixo custo computacional.

Neste contexto, o presente estudo tem como objetivo analisar a variação temporal de variáveis hidrológicas (chuva, nível e vazão) em escala horária e, em seguida, construir um modelo estatístico de regressão linear para estimar a vazão com base nas variáveis de entrada. A análise inclui a investigação de padrões sazonais e horários, bem como a avaliação da acurácia do modelo por meio de métricas como o coeficiente de determinação (R^2), o erro quadrático médio da raiz (RMSE) e validação gráfica das previsões.

Além de sua importância energética, a Usina de Porto Primavera também representa desafios ambientais significativos. A formação de seu reservatório implicou na inundação de vastas áreas de floresta e áreas de várzea, modificando habitats naturais e afetando a fauna aquática, especialmente espécies migratórias.

Para mitigar esses impactos, foram implementadas medidas como o sistema de transposição de peixes, programas de monitoramento ambiental e ações de compensação florestal. Esses aspectos tornam Porto Primavera não apenas um polo de geração de energia, mas também um laboratório natural para estudos sobre os impactos de grandes empreendimentos hidrelétricos sobre o ciclo hidrológico e os ecossistemas associados.

Área de estudo

Porto Primavera é uma localidade situada no município de Rosana, no extremo oeste do estado de São Paulo, próxima à divisa com o estado do Mato Grosso do Sul. Localiza-se às margens do Rio Paraná, um dos principais rios da Bacia do Prata, em uma região estratégica para o setor energético e hidrológico do Brasil.

A área abriga a Usina Hidrelétrica Engenheiro Sérgio Motta, mais conhecida como Usina de Porto Primavera, uma das maiores do país em extensão de barragem. Inaugurada em 1999 pela Companhia Energética de São Paulo (CESP), a usina possui uma potência instalada de 1.540 megawatts, distribuída em 14 unidades geradoras, e seu reservatório artificial ocupa uma área de aproximadamente 2.250 km².

Do ponto de vista hidrológico, o Rio Paraná apresenta vazões médias elevadas e um regime de chuvas concentrado nos meses de verão, típico de regiões de clima tropical. A presença da usina interfere diretamente na dinâmica da vazão e do nível do rio, sendo um ponto essencial de controle hidrológico na região. Essa interferência, embora fundamental para a geração de energia e controle de cheias, também provoca alterações significativas nos ecossistemas naturais (Meurer, 2005; Santos, 2015).

Procedimentos metodológicos

Dados

Este estudo utilizou uma base de dados hidrológicos horários contendo as variáveis: precipitação (mm), nível (cm) e vazão (m³/s), oriundas da estação hidrométrica da Agência Nacional de Águas (ANA) localizada em Porto Primavera-SP. Dessa forma, os dados podem ser acessados através do portal Hidroweb no seguinte link: https://www.snirh.gov.br/hidroweb/apresentacao.

Definição de variáveis para a modelagem

A modelagem teve como objetivo prever a vazão (m³/s), com base em duas variáveis independentes: Chuva (mm) precipitação registrada na hora da medição; Nível (cm)altura do espelho d'água medida na régua limnimétrica. Posteriormente, foi aplicada uma regressão linear múltipla. O modelo estimou a vazão a partir de uma combinação linear das variáveis independentes:

$$\hat{Q} = \beta 0 + \beta 1 \cdot Chuva + \beta 2 \cdot Nível \quad (1)$$

0nde:
$\hat{Q}$ é a vazão estimada (m³/s);
$\beta 0$ é o intercepto;
$\beta 1$, $\beta 2$ são os coeficientes de regressão para chuva e nível, respectivamente.

A performance do modelo foi avaliada com base nas seguintes métricas: R^2 (coeficiente de determinação): mede o grau de explicação da variabilidade da vazão pelas variáveis independentes; RMSE para expressar o erro médio entre os valores reais e previstos de vazão, em m³/s (Dawson, 2001; Abrahart, 2007). Além das métricas, foi gerado um gráfico de dispersão entre os valores previstos e observados para avaliação visual da acurácia do modelo.

Resultados e Discussões

A análise dos resultados obtidos por meio da modelagem estatística da vazão fluvial com base nas variáveis chuva e nível hidrométrico revela um desempenho robusto do modelo de regressão linear múltipla (figura 1).

Com um coeficiente de determinação (R^2) de 0,942, observou-se que o modelo é capaz de explicar mais de 94% da variabilidade observada na vazão, o que indica uma forte correlação entre as variáveis independentes e a variável de interesse.

Esse nível de explicação é considerado excelente em estudos hidrológicos, especialmente quando se trata de modelos simples, o que evidencia que os dados de entrada possuem alta relevância para a estimativa da vazão.

Além disso, o erro médio das previsões, medido pelo RMSE, foi de aproximadamente 11,98 m³/s. Esse valor, quando comparado à magnitude das vazões observadas, é relativamente baixo, o que reforça a capacidade preditiva do modelo.

A presença de um coeficiente na figura 1 expressivo para a variável "nível (cm)" indica que essa variável tem maior impacto direto na vazão, o que é coerente do ponto de vista hidrodinâmico, dado que o nível reflete de forma imediata as condições de armazenamento e escoamento do sistema. Em contrapartida, o coeficiente associado à variável "chuva (mm)" foi pequeno, sugerindo que a precipitação horária isolada exerce influência limitada na previsão imediata da vazão, sendo mais eficaz quando considerada de forma acumulada ou defasada no tempo.

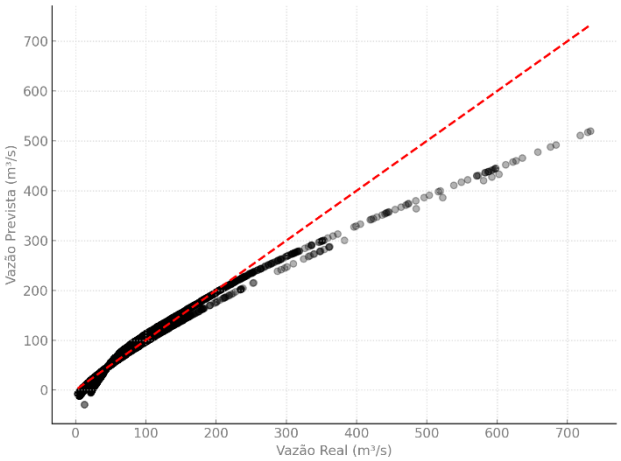


Figura 1: Dispersão entre Vazão Real e Vazão Prevista

Assim, a maioria dos pontos se distribui próxima à linha de igualdade, indicando que as previsões seguem com fidelidade o comportamento real da vazão. Apenas em alguns pontos extremos, geralmente associados a picos de vazão — observa-se maior dispersão, o que é comum em processos hidrológicos não lineares, onde eventos extremos muitas vezes envolvem respostas da bacia que extrapolam relações lineares simples, como saturação do solo, defasagem da resposta hidrológica e interferências antrópicas.

Em seguida, A Figura 2 apresenta o desempenho do modelo de regressão linear múltipla em cada uma das cinco partições (folds) utilizadas na validação cruzada. A linha vermelha representa os valores do coeficiente de determinação (R^2), enquanto a linha preta tracejada indica os valores do erro quadrático médio (RMSE) obtidos em cada rodada de validação.

Observou-se que os valores de R^2 apresentam pouca variação entre os folds, com flutuações mínimas em torno de 0,941, o que indica alta consistência na capacidade explicativa do modelo independentemente do subconjunto

de dados utilizado para validação. Essa estabilidade é desejável em modelagem estatística, pois sugere que o desempenho não depende de uma seleção específica de amostras para o treinamento.

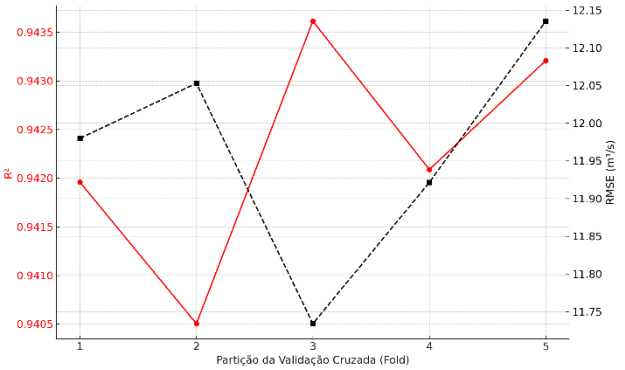


Figura 2: Desempenho do Modelo por Partição na Validação Cruzada: R² e RMSE

Em relação ao RMSE, os valores variam entre aproximadamente 11,75 e 12,15 m³/s, o que representa uma oscilação pequena em termos absolutos. Ainda assim, essa variação sutil pode indicar uma sensibilidade do modelo a certas combinações de dados com eventos de maior variabilidade hidrológica, como picos de cheia ou episódios de estiagem. Mesmo com essa oscilação, os valores se mantêm dentro de uma faixa de erro considerada aceitável para modelos de previsão em séries temporais de vazão horária (Tsegaw et al., 2019; Yang et al., 2022).

Outrossim, ainda de acordo com a figura 2, a inversão pontual de comportamento entre os dois indicadores, por exemplo, quando o RMSE aumenta e o R^2 diminui, evidencia que os dois índices, embora relacionados, avaliam aspectos distintos do modelo. Enquanto o R^2 mede o quanto o modelo consegue explicar a variabilidade dos dados, o RMSE aponta a precisão em termos absolutos da diferença entre valores reais e previstos.

Comentários finais

Com base nos resultados obtidos, é possível concluir que o modelo de regressão linear múltipla desenvolvido para estimar a vazão em Porto Primavera demonstrou um desempenho altamente satisfatório.

O elevado valor de R^2 (0,942) reforça a relevância estatística das variáveis utilizadas e indica que a modelagem captura de forma consistente o comportamento hidrológico da região. Este resultado é particularmente importante em contextos operacionais, como o gerenciamento de reservatórios e a previsão de disponibilidade hídrica para geração de energia ou controle de cheias.

O erro médio absoluto (RMSE) de aproximadamente 11,98 m³/s também contribui para a confiabilidade do modelo, sendo considerado aceitável frente à amplitude das vazões observadas. Esse desempenho é ainda mais expressivo considerando a simplicidade do modelo, o que o torna atrativo para aplicações em tempo real ou em cenários com restrição de dados e recursos computacionais. Ressalta-se, contudo, que o uso da chuva horária como variável preditiva mostra-se mais eficiente quando tratada com defasagens ou acumulações, pois a resposta da bacia hidrográfica à precipitação não é imediata.

Outro aspecto importante observado na análise é a maior sensibilidade do modelo em representar situações de vazão regular do que eventos extremos. Essa limitação é comum em modelos lineares aplicados a fenômenos complexos, nos quais múltiplos fatores interagem de maneira não linear. Eventos como picos de cheia, variações súbitas de nível ou perturbações operacionais exigem abordagens mais sofisticadas, como o uso de redes neurais ou modelos hidrológicos distribuídos, que considerem espacialmente as características da bacia e suas respostas hidrodinâmicas.

Portanto, as análises realizadas demonstram o potencial do uso de modelos estatísticos simples como ferramentas eficazes na previsão hidrológica em sistemas com boa disponibilidade de dados.

O modelo proposto pode ser aprimorado com a introdução de defasagens de chuva, sazonalidade e variáveis climáticas adicionais. Além disso, recomenda-se a integração com métodos mais avançados para previsão em eventos críticos. Como base de apoio à gestão de recursos hídricos e operação de usinas hidrelétricas, os resultados aqui obtidos oferecem fundamentos sólidos e aplicabilidade prática significativa.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Fundação “X” pelo apoio recebido.

Referências bibliográficas

ABRAHART, R. J.; SEE, L. M. Neural network modelling of non-linear hydrological relationships. Hydrology and Earth System Sciences, v. 11, n. 5, p. 1563-1579, 2007.

BIRSAN, Marius-Victor et al. Streamflow trends in Switzerland. **Journal of hydrology**, v. 314, n. 1-4, p. 312-329, 2005.

DAWSON, C. W.; WILBY, R. L. Hydrological modelling using artificial neural networks. **Progress in physical Geography**, v. 25, n. 1, p. 80-108, 2001.

DUARTE, Sérgio N. et al. Regionalização de vazão no Brasil: Métodos tradicionais e estado da arte. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 28, p. e276836, 2024.

MALEDE, Demelash Ademe et al. Analysis of rainfall and streamflow trend and variability over Birr River watershed, Abbay basin, Ethiopia. **Environmental Challenges**, v. 7, p. 100528, 2022.

MARCUZZO, Francisco Fernando de Novais. Modelagem hidrológica utilizando regressão: conceituação matemática, logaritmização e avaliação. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 12., 2014, Porto Alegre.

NAGHETTINI, Mauro.; PINTO, Éber José de Andrade. Hidrologia estatística. CPRM, 2007.

SANTOS, Cledeilson Pereira; SOUZA, Christopher Freire.

Efeitos da cascata de reservatórios sobre a variabilidade natural de vazões: o caso do rio Paraná em Porto Primavera. RBRH: Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 20, n. 3, p. 698-707, 2015.

MEURER, Maurício; MARTINS, Débora Pinto; DE SOUZA FILHO, Edvard Elias. Dinâmica das vazões reguladas pelas usinas de Porto Primavera e Rosana, na região do Pontal do Paranapanema, no período 1999-2003. **Geosul**, v. 20, n. 40, p. 147-166, 2005.

MENDONÇA, Leonardo Melo *et al*. Modelagem chuva-vazão via redes neurais artificiais para simulação de vazões de uma bacia hidrográfica da Amazônia. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 18, n. 2021, 2021.

SCHRODER, Thomas et al. Modelos chuva-vazão: Uso de técnicas de aprendizagem de máquinas para calibração de modelos em uma pequena bacia hidrográfica. **Geoambiente on-line**, n. 37, p. 304-321, 2020.

TSEGAW, Aynalem T. *et al.* Predicting hourly flows at ungauged small rural catchments using a parsimonious hydrological model. **Journal of Hydrology**, v. 573, p. 855-871, 2019.

YANG, Wenzhe et al. Sub-daily precipitation-streamflow modelling of the karst-dominated basin using an improved grid-based distributed Xinanjiang hydrological model. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 42, p. 101125, 2022.

XU, Ruirui et al. Prediction of streamflow based on the long-term response of streamflow to climatic factors in the source region of the Yellow River. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 52, p. 101681, 2024.

ÁREA TEMÁTICA:

Hidrossedimentologia de Ecossistemas Costeiros

5°CIH

AVALIAÇÕES GEOTÉCNICAS EM ATRATIVOS GEOTURÍSTICOS, MORRO DO CARECA E ÁREAS ADJACENTES - RN

Melquisedec Medeiros Moreira[1], Newton Moreira de Souza[2], Kátia Alves Arraes [3], Lucas Oliveira de Medeiros [4]

[1]*Pesquisador do INPE/ Coordenação Espacial do Nordeste, melquisedec.moreira@inpe.br;* [2]*Professor Associado, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília – UnB, nmsouza@unb.br;* [3]*Tecnologista do INPE/ Coordenação Espacial do Nordeste, katia.arraes@inpe.br;* [4]*Bolsista PIBIC-INPE/ Coordenação Espacial do Nordeste, lucas.medeiros.016@ufrn.edu.br*

Palavras-chave: Cartografia Geotécnica; Deslizamentos; Geotecnologias

Resumo

Este estudo foi desenvolvido a partir dos procedimentos e premissas do Manual para o Zoneamento de Susceptibilidade de Perigo e Risco do Comitê Técnico Internacional para Deslizamentos (JTC-1) inseridos no programa "Construindo Nosso Mapa Municipal Visto do Espaço" do MCTI/INPE/COENE. Foi possível observar e destacar a importância dos Estudos Geoambientais com a ajuda das ferramentas de Cartografia e SIG para a confecção de mapas de localização e de estudos erosivos, em regiões que apresentam riscos de deslizamentos de massa, e que podem acarretar em desastres ambientais irreversíveis, sendo a erosão um processo dinâmico e natural que atua no avanço da linha da costa em direção ao continente.

Introdução

Natal é uma cidade de clima tropical chuvoso, construída entre rios (Potengi e Pitimbu), e sobreposta a tabuleiros costeiros, campos de dunas e lagoas interdunares. Sua pluviometria média anual associada a fatores de caráter geológico-geomorfológico condicionam a concentração de escoamento de água em superfície e subsuperfície.

Estas características geoambientais podem ser classificadas como predisponentes a movimentos de massa e alagamentos, desencadeados pelas alterações do meio físico e da paisagem provocados pela presença humana.

Dentre todos os processos de movimento de massa, os mais comuns no Brasil são os deslizamentos, quedas de barreira ou desbarrancamentos, movimentos de blocos rochosos ou quedas, rastejos e as corridas.

Movimentos de massa podem ser definidos como movimentos de descida de material de composição diversa (solo, rocha e/ou vegetação) pelas encostas devido à ação da gravidade. Esses processos naturais podem ocorrer em qualquer área que apresente declividade causada pela atuação do intemperismo e da erosão, tendo como um dos principais agentes deflagradores a água da chuva.

O conceito de risco é definido como "uma situação de perigo, perda ou dano, ao homem, a suas propriedades e ao meio ambiente, em razão da possibilidade de sua ocorrência induzida ou não" (Gusmão Filho, 2006). As áreas de risco são resultado da ocupação de áreas suscetíveis a fenômenos ou processos naturais, tais como movimentos de massas, oferecendo perigo para a população e sujeitando-a a danos à integridade física, perdas materiais e patrimoniais.

Para Faria (2011), a avaliação e a análise de risco constituem etapa fundamental para a adoção de políticas e medidas adequadas para a redução dos efeitos dos escorregamentos. O uso desordenado do solo tem provocado à intensificação e até mesmo o aparecimento de movimentos de massa em encostas. A adoção de medidas apropriadas é extremamente necessária para assegurar e controlar a ocupação racional destas áreas pelo homem.

Na última década o Brasil enfrentou uma série de desastres naturais, principalmente os eventos supracitados (inundações e movimentos de terra), são exemplos desses eventos: as grandes inundações que atingiram os estados de Alagoas e Pernambuco em 2010, os deslizamentos e inundações ocorridos em Santa Catarina em 2008, 2011 e 2014, as fortes chuvas que atingiram o Rio de Janeiro no verão de 2011 provocando o deslizamento de terra em Angra dos Reis e a grande chuva com consequente movimento de terra em Natal em 2014, no bairro de Mãe Luiza e na comunidade de Jacó.

A partir desses eventos, o Governo Federal apresentou a Política Nacional de Proteção e Defesa Civil (PNPDEC), instituída pela Lei Federal 12.608/2012 (BRASIL, 2012) contemplando entre seus princípios fundamentais, as ações de mapeamento e prevenção, bem como sua integração às demais políticas setoriais, como as de ordenamento territorial, desenvolvimento urbano e meio ambiente, entre outras, tendo em vista a promoção do desenvolvimento sustentável no País (Bitar, 2014).

O art. 5º do PNPDEC estabelece a obrigatoriedade da identificação e avaliação das ameaças, suscetibilidades e vulnerabilidades de áreas a partir de cartas geotécnicas, cartas de susceptibilidade e cartas de risco, objetivando evitar ou reduzir a ocorrência de desastres. A mesma Lei sentencia nos Artigos 6º e 22º, a criação de um cadastro nacional de municípios com áreas suscetíveis a deslizamentos de grande impacto, inundações bruscas ou processos geológicos ou hidrológicos correlatos e inclui o mapeamento dessas áreas entre as ferramentas essenciais à prevenção de desastres.

No âmbito do planejamento, por exemplo, destacam-se os Planos Municipais de Redução de Riscos (PMRR), que foram elaborados por um grande número de municípios, com recursos do Orçamento Geral da União, recursos próprios ou de governos estaduais. Tais planos são um dos processos de difusão de conhecimentos e de técnicas sobre

riscos mais amplamente disseminado no território brasileiro (Canil; Nogueira, 2019). Desde então, órgãos de âmbito federais e estaduais, promovem a confecção de cartas geotécnicas para todos os estados brasileiros, visando a diminuição de desastres e estimular o desenvolvimento urbano de maneira ordenada, estabelecendo diretrizes urbanísticas voltadas para a segurança dos novos parcelamentos do solo e para o aproveitamento de agregados para a construção civil.

Além disso, no Marco Legal Brasileiro apontam também para avanços no tratamento das situações de risco. Damos destaque à Lei Federal n°13.465/2017, que indica a necessidade de estudos técnicos e proposição de intervenções para prevenção e controle dos riscos para regularização fundiária de núcleos urbanos informais, assim como o Novo Marco de Saneamento Básico, Lei n°14.026/2020, que indica a execução de obras de infraestrutura básica de esgotamento sanitário e abastecimento de água potável em núcleos urbanos formais e informais consolidados, passíveis de ser objeto de Regularização Fundiária Urbana (Reurb), nos termos da Lei n° 13.465/2017, salvo aqueles que se encontrarem em situação de risco. O marco legal mais recente o Decreto n° 10.593, de 24 de dezembro de 2020, que dispõe sobre a organização e o funcionamento do Sistema Nacional de Proteção e Defesa Civil e do Conselho Nacional de Proteção e Defesa Civil e sobre o Plano Nacional de Proteção e Defesa Civil e o Sistema Nacional de informações sobre desastres. O Sistema Integrado de Informações sobre Desastres (S2ID) é a fonte de dados oficial da Secretaria Nacional de Proteção e Defesa Civil. Esse sistema foi desenvolvido para informatizar os processos e disponibilizar as informações de gestão de riscos e desastres, com o objetivo de qualificar e dar publicidade às ações desenvolvidas no Brasil (S2ID, 2022).

Caracterização da Área Estudada

Há vários enfoques para se chegar a um mapeamento de riscos de escorregamentos. Cada país, e, dentro de cada país, cada grupo, adota metodologias semelhantes, mas com detalhes que as diferenciam, dando produtos às vezes bastante diferentes. Foi com o intuito de padronizar uma metodologia que pudesse ser adotada universalmente que o Comitê Técnico Unificado de Escorregamentos de Terra e Taludes de Engenharia (JTC1 – "Joint Technical Committee 1 – Landslides and Engineered Slopes", da ISSMGE, IAEG e ISRM) decidiu firmar um documento, com o consenso de especialistas das três entidades internacionais – de Mecânica dos Solos, de Geologia de Engenharia e de Mecânica das Rochas -, que definisse os passos a serem tomados em um Mapeamento de Risco. Desta forma, elaborou-se um "Manual para o zoneamento de susceptibilidade de perigo e risco de deslizamento para o planejamento de uso do solo", (Fell *et al*, 2008), que foi publicado em um número especial da revista Engineering Geology juntamente com vários outros artigos nesta mesma temática. Esse texto foi traduzido e publicado no Brasil pela CPRM/ABGE/ABMS, Macedo e Bressani (MACEDO *et al*, 2013).

A presente pesquisa será desenvolvida a partir dos procedimentos e premissas deste Manual para o Zoneamento de Susceptibilidade de Perigo e Risco do Comitê Técnico Internacional para Deslizamentos (JTC-1) inseridos no programa "Construindo Nosso Mapa Municipal Visto do Espaço", realizado pelo grupo de Geoprocessamento do MCTI (Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações) / INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) /COENE (Coordenação Espacial do Nordeste), podendo ser consultado no link: http://geopro.crn.inpe.br/resumo3.htm

Com o surgimento das cidades e seu processo de expansão acelerado, geram-se os naturais conflitos por seu uso e a urbanização, via de regra, torna-se desordenada. Assim, ocorrem alterações indesejadas no cenário ambiental, com graves consequências aos sistemas naturais cruciais à manutenção da boa qualidade da vida terrestre. As Geotecnologias ou geoprocessamento, por outro lado, objetivam principalmente a aquisição, análise e gerenciamento de dados geograficamente referenciados.

A geologia de Natal é representada por coberturas sedimentares cenozoicas que foram relacionadas às seguintes unidades: Grupo Barreiras, Depósitos Aluvionares Antigos, Depósitos Marinho e Continentais, Depósitos Arenosos e Areno-argilosos, Depósitos Flúvio-Marinhos, Depósitos Aluvionares de Canal, Depósitos Eólicos Litorâneos Vegetados, Depósitos Eólicos Litorâneos Não Vegetados, Depósitos Litorâneos Praiais e Recifes Arenosos (Figura 1).

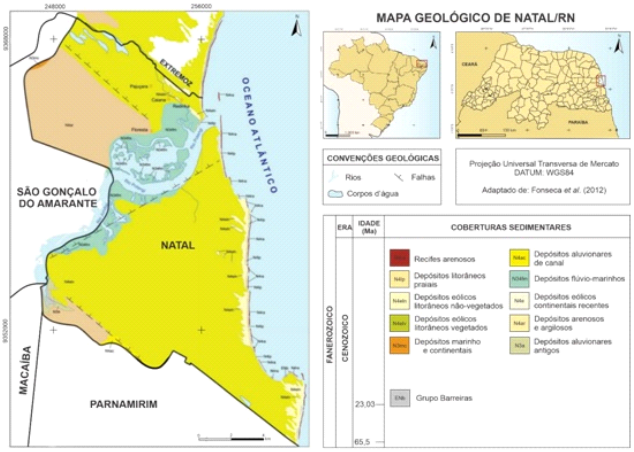


Figura 1. Mapa geológico da capital potiguar, Adaptado de Fonseca et al. (2012).

O Grupo Barreiras foi formalizado inicialmente como formação, sendo descrito como depósitos de arenitos médios a grossos, de coloração avermelhada, argilosos, com intercalações de níveis conglomeráticos, argilitos e mais raramente folhelhos, por vezes caulinizados e/ou lateritizados, de fraca diagênese. Eventualmente se encontra sotoposto a fácies arenítica de coloração avermelhada e granulometria mal selecionada da Formação Potengi (MOREIRA, 1996). Sua redefinição como grupo foi feita por (MABESOONE *et al*, 1972).

A análise integrada entre os processos do meio físico e os aspectos relativos a uso e ocupação do solo permite a identificação qualitativa dos graus de susceptibilidade a movimentos de massa e alagamentos. Sendo assim, tomando Natal como cidade piloto para presente pesquisa, verifica-se que as áreas que apresentaram maior propensão aos processos geodinâmicos de movimento de massa e alagamentos, são aquelas que reúnem as seguintes características: material inconsolidado, substrato geológico residuais ou dunas (descaracterizadas ou móveis), características geomorfológicas, profundidade do nível d'água dos aquíferos Dunas-Potengi e Barreiras (quanto mais próxima da superfície do terreno está à superfície freática, tanto maior é o Risco Potencial a alagamentos), habitações precárias, declividade, o sistema de drenagem falho e a vegetação original pouco preservada (MOREIRA *et al,* 2019).

O mapeamento geológico-geotécnico analisa de forma conjunta o comportamento e as propriedades das rochas e dos solos (características geotécnicas) e sua gênese (características geológicas), isto é, reúne um determinado número de informações e análises extensivas para toda a área estudada e orientadas pela base geológica (MOREIRA *et al*, 2016).

Como capital do Estado, e consequentemente a cidade mais populosa, Natal apresenta diversos problemas geológicos-geotécnicos envolvendo a urbanização desorganizada. Desse modo foram realizadas visitas técnicas em alguns pontos críticos de áreas de risco.

A praia de Ponta Negra (Figura 2) apresenta uma extensa faixa de areia composta por sedimentos marinhos e fluviais, e sua orla tem aproximadamente 4,5 quilômetros. Esta é uma das praias mais famosas e movimentadas por turistas e habitantes do RN, conhecida pelo icônico Morro do Careca. Esta duna é formada sobreposta a uma falésia da Formação Barreiras, e tem como material predominante grãos classificados como: Areia muito fina- grãos menores que 0,0625 mm e Areia Fina grãos entre 0,125 mm, possuindo cerca de 100 metros de altura. A praia apresenta duas estruturas de movimento de massa que serão os alvos de levantamento e estudo geoambiental, que são eles:

Avanço do Nível do Mar - vem modificando a paisagem da praia e fazendo com que obras e técnicas de engenharia costeira como o enrocamento, sejam aplicadas para que a região continue a ser visitada e diariamente usada por banhistas, moradores, frequentadores e vendedores ambulantes (Figura 3). Esta técnica consiste no uso de materiais como pedras ou outros materiais para criar uma estrutura resistente à erosão marinha, aos efeitos das marés, e minimizar os efeitos das ondas e da perda de areia, reduzindo o avanço do nível da água até a área de vias de acesso, hotéis e restaurantes. Esta estrutura pode ser observada ao longo de boa parte da praia, como forma de dissipar a energia das ondas e reduzir impactos na costa.

Movimento de massa no Morro do Careca: o avanço do nível do mar, a erosão costeira e fluvial, com o auxílio dos ventos, mas também em decorrência da diminuição da mata ciliar Restinga, contida no morro, que no decorrer dos anos foi sendo dizimada com a subida de pessoas na estrutura de mata e da areia da duna. Desta forma observou-se o processo de erosão e movimento de massa, que vem ocorrendo com mais frequência e rapidez no local, onde ocorre um processo de fluxo de areia constante na face (zona) de deslizamento (slip face) da duna. É possível observar o processo no qual os sedimentos perdem a coesão e estabilidade e descem em direção à praia por fluxo gravitacional. A área do Morro do Careca é uma área de Proteção Ambiental desde 1997, e a subida a área da Duna é proibida. A área do estudo contém as duas extremidades da obra de alimentação artificial de praia. A figura 4 localiza as duas faixas estudadas, sendo a faixa 1 o Morro do Careca da praia de Ponta Negra e a parte final da obra da engorda, já a faixa 2, refere-se ao local de início desta mesma obra.

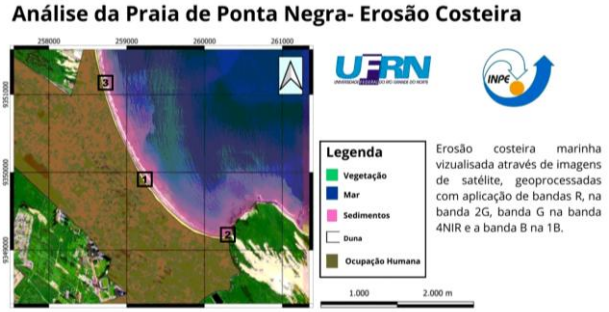


Figura 2. Mapa da Análise da Praia de Ponta negra em (1) avanço do Nível do Mar e em (2) Movimento de Massa no Morro do Careca, sendo (3) obra de engorda, detalhada na Figura 4 e 6.

Figura 3. Estrutura do calçadão da praia de Ponta Negra danificada com o avanço do nível do mar.

A faixa 1 é o Morro do Careca, tomado pelo calçadão e os diversos prédios, o sistema não está trabalhando de forma efetiva, já que os altos prédios impedem o transporte eólico de depositar os sedimentos na praia, já nos dias de chuva, a erosão é intensificada por falta de planejamento urbano, no qual o fluxo de água age como um canal perpendicular à linha de costa, retirando a areia que está em sua trajetória e desaguando no mar. O conjunto de fatores citados acima, são responsáveis pela exposição da Formação Barreiras que está abaixo do campo de duna (Figura 5). É possível notar a falésia do Grupo Barreiras sendo exposta enquanto que a duna está sendo erodida, descarregando seus sedimentos em forma de leques.

Figura 4. Localização das extremidades da obra e separação em faixas.

A praia tem características reflexivas e possui plataforma de abrasão com cimentação carbonática, exposta próximo a duna, a mesma está sendo oxidada por FeO, que dá o aspecto avermelhado à plataforma. A sua areia possui uma granulometria média, rica em quartzo, feldspato e minerais pesados. Os ventos que ocorrem na região, possuem uma direção predominantemente SE-NW, marcado pelas orientações das dunas em torno da praia (Figura 7).

Figura 5. Erosão no ponto turístico "Morro do Careca".

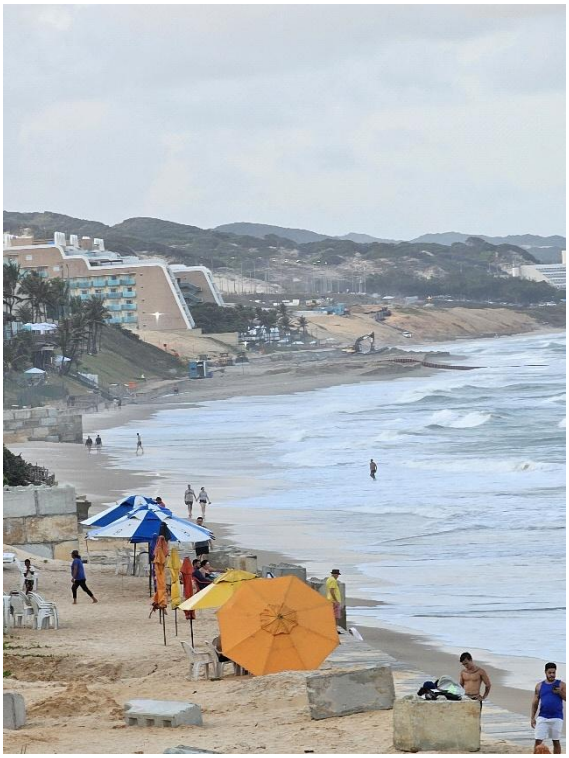


Figura 6. Obra de alimentação artificial da Praia de Ponta Negra (Engorda).

Figura 7. Erosão no ponto turístico "Morro do Careca". Imagem de satélite de Ponta Negra. A direção dos ventos é SE-NW, representada pela seta em vermelho e branco, enquanto que a plataforma de abrasão está circulada em azul perto do sopé da falésia.

Comentários finais

O projeto de pesquisa busca conciliar técnicas de geotecnologias com os conceitos de gestão de risco e desastres ambientais no Município de Natal/RN. Para identificar a problemática da área foram realizados levantamentos bibliográficos, que serviram como embasamento para a atividade de campo. Após análise das imagens aéreas é notório como a ação antrópica influencia diretamente na dinâmica costeira.

Diante do exposto e com os estudos e levantamentos de dados feitos ao longo do período de pesquisa, foi possível observar e destacar a importância dos estudos

geoambientais com a ajuda das ferramentas de cartografia e SIG, aliados aos softwares e aplicativos de geoprocessamento, para a confecção de mapas de localização e de estudos erosivos, em regiões que apresentam riscos de deslizamentos de massa, e que podem acarretar em desastres ambientais irreversíveis e até mesmo perda de vidas humanas se mal sinalizadas e orientadas pelos órgãos públicos responsáveis, e dizimação de ambientes naturais turísticos que são de suma importância para a economia de regiões litorâneas.

Agradecimentos

Ao INPE /COENE pelo suporte logístico oferecido, ao CNPq pelo fomento à pesquisa na forma do Programa de Capacitação Institucional 2018-2023, Bolsa PCI-DD (Projeto 444327/2018-5 PESQUISA E DESENVOLVIMENTO EM CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS ESPACIAIS E SUAS APLICAÇÕES: Construindo Nosso Mapa Municipal Visto do Espaço) e PIBIC (Projeto: Geotecnologias e SIG Aplicado à Cartografia Geoambiental no Nordeste do Brasil). Dedicamos este trabalho ao Pesquisador Miguel Dragomir Zanic Cuellar (*In Memorian*), pelas suas valiosas contribuições e parceria profissional.

Referências Bibliográficas

Bitar, O. Y. (Coord.). (2014) Cartas de suscetibilidade a movimentos gravitacionais de massa e inundações: 1:25.000 (livro eletrônico): nota técnica explicativa /coordenação Omar Yazbek Bitar. -- São Paulo: IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo; Brasília, DF: CPRM –, Serviço Geológico do Brasil. – (Publicação IPT; 3016) 5 Mb ; PDF.

BRASIL. Lei 12.608, de 10 de ABRIL de 2012. Institui a Política Nacional de Proteção e Defesa Civil - PNPDEC; dispõe sobre o Sistema Nacional de Proteção e Defesa Civil - SINPDEC e o Conselho Nacional de Proteção e Defesa Civil - CONPDEC; autoriza a criação de sistema de informações e monitoramento de desastres; altera as Leis nos 12.340, de 1o de dezembro de 2010, 10.257, de 10 de julho de 2001, 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.239, de 4 de outubro de 1991, e 9.394, de 20 de dezembro de 1996; e dá outras providências. Diário Ofic, Brasília, 11 abr. 2012.

Canil, K.; Nogueira, F. R. (2019) Proposições pontuais para revisão metodológica dos planos municipais de redução de risco. In: XVIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA. Geografia Física e as Mudanças Globais. Fortaleza: Editora UFC. p. 1-9. Fell, R.; Corominas, J.; Bonnard, C.; Cascini, L.; Leroi, E.; Savage, W.Z. 2008. Guidelines for landslide susceptibility, hazard and risk zoning for land-use planning. *Engineering Geology*, v. 102, p. 83–111.

Fonseca, V.P.; Sousa, M.O.L.; Silva, F.O.; Bezerra, F.H.R.; Amaral, R.F.; Souza, Z.S.; Ferreira, A.C.; Dutra, R.R. 2012. Carta Geológica – Folha Natal (SB-25-V-C-V), escala 1:100.000. Natal, Serviço Geológico do Brasil – CPRM.

Gusmão Filho J. A. (2006) *Desempenho de obras geotécnicas*. Recife, Edit. Universitária da UFPE, 523 p.

Mabesoone, J.M.; Silva, A.C.; Beurlen, K. 1972. Estratigrafia e origem do Grupo Barreiras em Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Norte. *Revista Brasileira de Geociências*, v. 2, p. 173–188.

Macedo, E.S.; Bressani, L.A. 2013. Diretrizes para o zoneamento da suscetibilidade, perigo e risco de deslizamentos para planejamento do uso do solo. São Paulo, ABGE, 88 p.

Moreira, M.M. 1996. Mapeamento Geotécnico do Município de Natal-RN e Áreas Adjacentes. Dissertação de Mestrado, Publicação G.DM-028A/96, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 148 p.

Moreira, M.M.; Souza, N.M.; Cuellar, M.D.Z.; Arraes, K.A. 2016. Carta Geotécnica de Suscetibilidade a Processos Geológicos e Risco Potencial a Movimentos Gravitacionais de Massa e Inundações na Área Urbana de Natal-RN. *Anais do XVIII Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica – COBRAMSEG 2016*, Minas Gerais.

Moreira, M.M.; Souza, N.M.; Arraes, K.A. 2019. Caracterização geotécnica dos materiais inconsolidados do município de Natal-RN: suscetibilidade e risco potencial de deslizamentos e inundações. In: Barbosa, F.C. (org.). *Engenharia e geotecnia: princípios fundamentais*. 1ª ed. Piracanjuba: Conhecimento Livre, p. 224–232.

SISTEMA INTEGRADO DE INFORMAÇÕES SOBRE DESASTRES - S2ID. MIDR. Disponível em: https://s2id.mi.gov.br/paginas/sobre.xhtml - Acesso em: 03 de julho 2024.

ANÁLISE DE PRECIPITAÇÃO E DE ENERGIA DE ONDA EM RELAÇÃO A SEDIMENTAÇÃO

Patricia Strasser Scheltinga[1], Elisa Cabral Terra[2], Gustavo Ribeiro da Silva [3], Ivan Mangini [4], Tiago Zenker Gireli[5] e Patrícia Dalsoglio Garcia[6]

[1]Universidade Estadual de Campinas, e-mail:p226104@dac.unicamp.br; [2]Universidade Estadual de Campinas, e-mail: e196352@dac.unicamp.br; [3]Universidade Estadual de Campinas, e-mail: gusribeiro@dac.unicamp.br; [4]Universidade Estadual de Campinas, e-mail: i237471@dac.unicamp.br;[5]Universidade Estadual de Campinas, e-mail: zenker@unicamp.br;[6]Universidade Estadual de Campinas, e-mail: pdgarcia@unicamp.br

Palavras-chave: Sedimentação; hidromorfodinâmica; canal estuarino.

Resumo

Assoreamento em canais portuários é um desafio tanto econômico quanto operacional, desta forma é relevante compreender este e as variáveis que o influenciam. A deposição de sedimentos nos canais está relacionada com diversos fatores como hidrodinâmica, aporte fluvial, hidromorfodinâmica, e intervenções antrópicas. O estudo busca analisar os dados de sedimentação no canal portuário com os eventos medidos de ondas e precipitações, a fim de lançar uma luz sobre a ciência de gestão costeira e tendência de sedimentação em canais portuários. Os resultados indicam que as curvas de sedimentação, precipitação e energia de onda para o mesmo período mostram comportamento semelhante, sugerindo uma correlação direta entre energia de onda, precipitação e aporte de sedimento.

Introdução

A interação entre bacia hidrográfica e regiões costeiras são importantes para compreender a sedimentação em canais estuarinos. Os estudos na sua maioria pesquisam separadamente as bacias hidrográficas e a sedimentação estuarina (Gao e Collins, 2014).

Os estuários constituem ecossistemas de transição entre os domínios fluvial e marinho e, por isso, são laboratórios naturais privilegiados para investigar os processos de sedimentação costeira (Albuquerque et al., 2022). A dinâmica deposicional nesses ambientes é notoriamente complexa: ela resulta da interação entre a configuração geológica, a batimetria e os regimes hidrodinâmicos que emanam tanto do continente quanto do oceano, controlando simultaneamente os padrões de deposição e erosão (Folder, 1972). Estudos de síntese em grandes deltas mostram que essa morfodinâmica é regida por forçantes multiescalares e por um declínio acentuado no aporte de sedimentos fluviais, agravado por obras de engenharia costeira (Guo et al., 2021). Variáveis hidrológicas como a descarga fluvial, a amplitude das marés, a propagação das ondas e a ação dos ventos, entre outras, modulam a circulação estuarina e, consequentemente, a distribuição espacial dos sedimentos (Silva et al., 2004).

Diante deste contexto o objetivo deste estudo foi analisar a influência da precipitação ocorrida na bacia de contribuição, assim como a influência das ondas no processo de sedimentação nos canais estuarinos.

Metodologia

Os dados de dragagem e dos levantamentos topobatimétricos do Canal do Porto foram compilados para a obtenção do volume in situ de aporte (m³), que representa a sedimentação no canal estuarino no período entre levantamento, sendo analisados 46 períodos dentre os 47 levantamentos realizados de 2014 a 2023.

Os levantamentos topobatimétricos foram realizados em conjunto com as operações de dragagem, logo possuem intervalos temporais distintos, uma vez que a dragagem do canal portuário é efetuada quando necessário para garantir a profundidade operacional do porto.

Assim, correlacionou a sedimentação com a precipitação e a energia de onda acumulada para cada intervalo de tempo entre os levantamentos.

Os dados de precipitação foram obtidos pelas séries históricas dos postos pluviométricos presentes no site oficial do DAEE, e os dados de altura de onda pelas medições do Mareógrafo da Ilha das Palmas.

Para estimar a precipitação que ocorreu em cada período analisado primeiro considerou a área da bacia de contribuição para o estuário de Santos e subdividiu em sub-bacias, sendo estas a do Rio Cubatão, a da Ilha de São Vicente, a do Rio Mogi, a do Rio Cabuçu, a do Rio Jurubatuba, a do Rio Quilombo, a do Rio Perequê e a do Rio Cascalho.

Correlacionou as sub-bacias com os postos pluviométricos E3-041, E3-043, E3-056, E3-070, E3-104, E3-252, E3-241, E3-236, E3-235, E3-038 e E3-101, obtendo as precipitações médias diárias da bacia hidrográfica do estuário. Assim correlacionou estes valores de precipitação (mm) com os valores de sedimentação (m³).

A energia de onda acumulada no período foi calculada pela somatória da energia de onda ocorrida neste intervalo de tempo. Analisou os valores obtidos de energia de onda acumulada com os valores de sedimentação (m³) para os mesmos períodos dos levantamentos. Além disto correlacionou os valores de precipitação (mm) com a energia de onda acumulada graficamente.

Resultados

A bacia hidrográfica do estuário santista está apresentada na Figura 1.

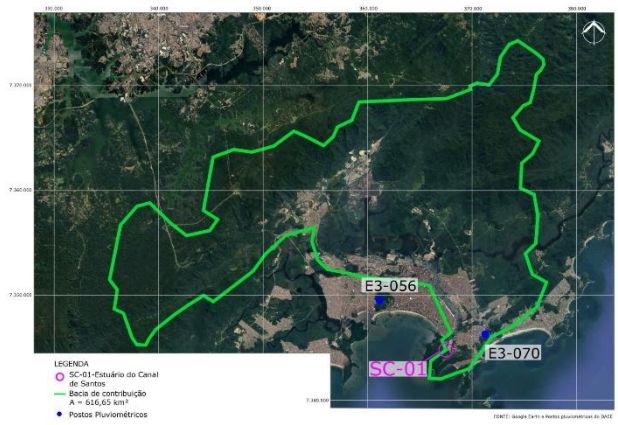


Figura 1: Bacia hidrográfica do estuário Santos.

A precipitação mensal dos anos entre 2014 e 2023 está apresentada na Figura 2.

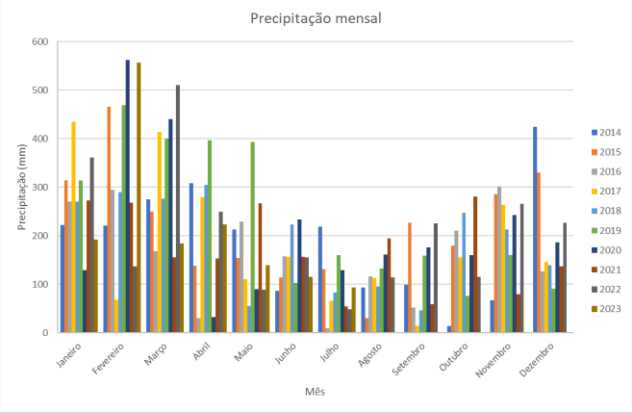
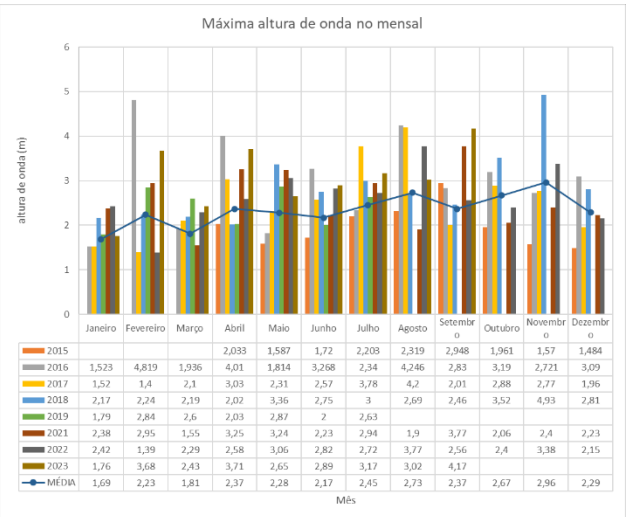


Figura 2: Precipitação mensal.

A máxima altura de onda no mensal dos anos entre 2014 e 2023 está apresentada na Figura 3.



	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Maio	Junho	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro
2015				2,033	1,587	1,72	2,203	2,319	2,948	1,961	1,57	1,484
2016	1,523	4,819	1,936	4,01	1,814	3,268	2,34	4,246	2,83	3,19	2,721	3,09
2017	1,52	1,4	2,1	3,03	2,31	2,57	3,78	4,2	2,01	2,88	2,77	1,96
2018	2,17	2,24	2,19	2,02	3,36	2,75	3	2,69	2,46	3,52	4,93	2,81
2019	1,79	2,84	2,6	2,03	2,87	2	2,63					
2021	2,38	2,95	1,55	3,25	3,24	2,23	2,94	1,9	3,77	2,06	2,4	2,23
2022	2,42	1,39	2,29	2,58	3,06	2,82	2,72	3,77	2,56	2,4	3,38	2,15
2023	1,76	3,68	2,43	3,71	2,65	2,89	3,17	3,02	4,17			
MÉDIA	1,69	2,23	1,81	2,37	2,28	2,17	2,45	2,73	2,37	2,67	2,96	2,29

Figura 3: Máxima altura de onda mensal.

As curvas de sedimentação e de precipitação dos 46 períodos está apresentada na Figura 4.

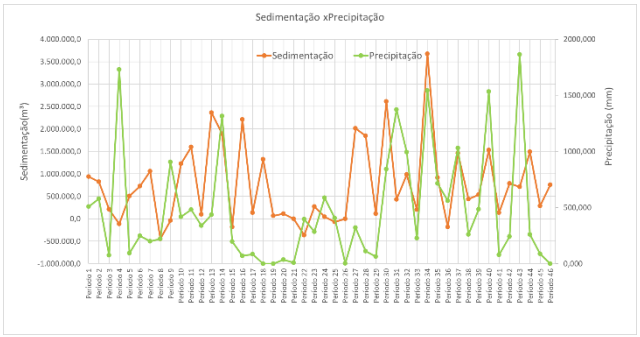


Figura 4: Comparação Precipitação e Sedimentação.

As curvas de sedimentação e de energia de onda dos 46 períodos está apresentada na Figura 5.

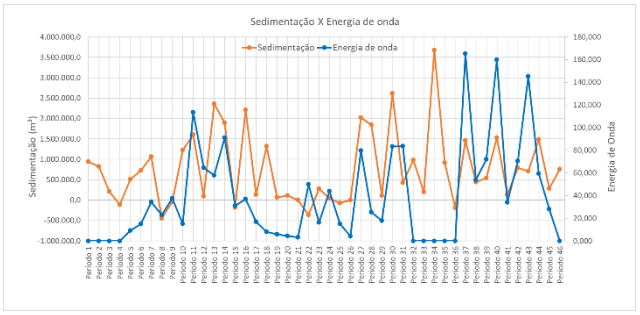


Figura 5: Comparação Energia de onda e Sedimentação.

As curvas de precipitação e de energia de onda dos 46 períodos está apresentada na Figura 6.

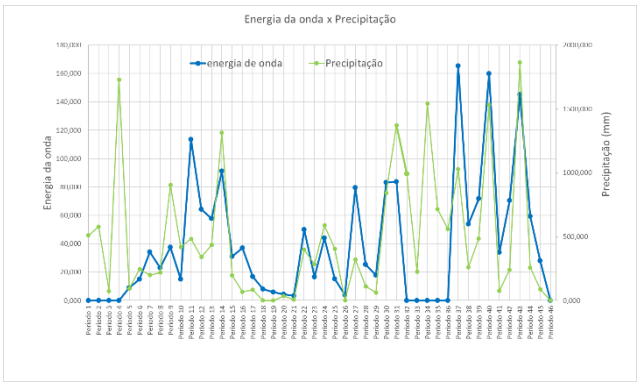


Figura 6: Comparação Energia de onda e Precipitação.

Comentários finais

A análise dos gráficos manifesta na maioria das vezes uma correção diretamente proporcional de energia das ondas e precipitação com o acumula de sedimentos. A análise da relação apresenta a importância dos dados metrológicos e oceanográficos para compreender a deposição dos sedimentos e subsidiar a gestão portuária. Isso destaca a necessidade de monitoramento e tratamento dos dados contínuos para otimizar os custos operacionais dos canais portuários presentes em estuários.

Estudos futuros poderiam abordar equacionamentos que projetam a sedimentação no canal portuário para subsidiar a gestão destes.

Referências bibliográficas

ALBUQUERQUE, P. T. F. et al. Anthropogenic influences on sedimentary geochemistry of Itapessoca Estuarine Complex, Pernambuco, Brazil. Environmental Monitoring and Assessment, Dordrecht, v. 194, n. 1, art. 43, 2022. DOI: 10.1007/s10661-021-09699-3. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-021-09699-3. Acesso em: 05 jun. 2025.

FOLGER, D. W. Characteristics of estuarine sediments of the United States. Washington, D.C.: U.S. Government Printing Office, 1972. 94 p. (U.S. Geological Survey Professional Paper, 742). DOI: 10.3133/pp742. Disponível em: https://pubs.usgs.gov/pp/0742/report.pdf. Acesso em: 05 jun. 2025.

GAO, S.; COLLINS, M. B. Holocene sedimentary systems on continental shelves. Marine Geology, Amsterdam, v. 352, p. 268-294, 2014. DOI: 10.1016/j.margeo.2014.03.021. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025322714000838. Acesso em: 05 jun. 2025.

GUO, L. et al. Changjiang Delta in the Anthropocene: multi-scale hydro-morphodynamics and management challenges. Earth-Science Reviews, Oxford, v. 223, art. 103850, 2021. DOI: 10.1016/j.earscirev.2021.103850. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0012825221003512. Acesso em: 05 jun. 2025.

SILVA, C. G. et al. Ambientes de sedimentação costeira e processos morfodinâmicos atuantes na linha de costa. In: NETO, J. A. B.; PONZI, V. R. A.; SICHEL, S. E. (org.). Introdução à geologia marinha. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2004. p. 175-218.

SOLUCÃO ESTRUTURAL APLICADA NA CONTENÇÃO DA EROSÃO COSTEIRA: CASO DA PRAIA DE CONCEIÇÃO DA BARRA - ES

Ana Carolina Magalhães de Souza[1], Luiz Fernando Resende dos Santos Anjo[2], Rodrigo Soares Garcia da Silva[3], Stênio de Sousa Venâncio[4]

[1]Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: carol_magalhaes05@hotmail.com; [2]Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: luiz.anjo@uftm.edu.br; [3]Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: rodrigo.silva@uftm.edu.br; [4]Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: stenio.venancio@uftm.edu.br

Palavras-chave: Erosão costeira; Estruturas de contenção; Plano de ações.

Resumo

A dinâmica entre o continente e o oceano está sujeita à influência de diversos agentes forçadores, sejam eles de forma natural como a elevação do nível do mar, ventos e correntes fluviais e marítimas, ou devido às ações antrópicas. Grande parte dos leitos, em zonas costeiras, são compostos por sedimentos que são transportados predominantemente por correntes fluviais, ocasionando variações na sua composição morfológica, verificadas a partir de erosões e sedimentações significativas. Por essa razão diversos tipos de dispositivos são aplicados pela engenharia para garantir a manutenção do equilíbrio do transporte sedimentar, em paralelo com as ações preventivas socioambientais, de maneira a evitar, atenuar ou mitigar este problema. A praia de Conceição da Barra, localizada na região Sudeste do Brasil, ao longo dos anos sofreu um significativo processo de erosão costeira, destruindo propriedades privadas e públicas situadas à beira mar. Este fato inicialmente foi tratado por ações pontuais dos moradores locais, através da colocação de barreiras de contenção simples. Uma ação ampla por parte do Estado, em termos de planejamento e projetos de engenharia, foi verificada após décadas do impacto do avanço do mar sobre o continente. Este trabalho apresenta as intervenções estruturais propostas para o combate da erosão costeira em Conceição da Barra avaliando, a partir de estudos correlatos, da inspeção local e planejamentos realizados pelo município, órgãos estatais e de pesquisa, os resultados obtidos e as possíveis ações necessárias para o enfrentamento sustentável deste problema.

Introdução

A ausência de um planejamento sustentável das zonas costeiras pode ocasionar e/ou intensificar o desequilíbrio do transporte sedimentar em áreas que foram urbanizadas, seja com a construção de portos e infraestrutura de saneamento avançando para o mar até a edificação de hotéis e casas próximas ou sobre as linhas da costa. A movimentação desordenada de sedimentos pode se agravar com a elevação do nível do mar prevista para as próximas décadas e o aumento da frequência e da intensidade de chuvas e ciclones, como resultado das mudanças climáticas (FIORAVANTI, 2018). Tem-se também nestes casos a ação humana como vetor principal de conversão do ambiente natural em áreas de uso urbano o que gera um aumento da degradação da orla devido a erosão costeira, necessitando recorrer a dispositivos de engenharia para a proteção da mesma, amenizando os impactos nos pontos afetados por este fenômeno (SANDES e SANTOS, 2017). Contudo, embora as obras de Engenharia Costeira possam conter o problema em caráter pontual e temporal, também pode provocar impactos diretos na erosão de áreas adjacentes a da intervenção, uma vez que o equilíbrio original de transporte sedimentar é modificado, com reflexo reverso na própria estabilidade das obras projetadas. Frequentemente, verifica-se que a falta de material sedimentar que ocorre em um determinado local, como erosões indesejáveis em praias, é aportado em excesso em outros locais, prejudicando a funcionalidade ambiental do sistema e a questão econômica imputada ao meio aquático (ALFREDINI e ARASAKI, 2009). Os efeitos da erosão costeira tem sido objeto de discussão em todo o mundo cuja manifestação do processo e ações de combate ocorrem de maneiras variadas.

No litoral norte do estado de Alagoas (IMA, 2020) foram utilizadas estruturas de contenção que consistem do preenchimento de sacas com areia do próprio local "sandbags", devidamente alocadas em valas com profundidade abaixo da maré mínima, formando uma barreira para o avanço do mar. Essa solução, de baixo impacto ambiental, tem trazido efeitos positivos na proteção local mas com verificação de erosão inicial em trechos anteriormente estáveis.

Já na cidade de Ilhéus-BA (PMI, 2020), foram instaladas pedras, constituindo uma estrutura de enrocamento, de maneira a conter o avanço do mar no litoral norte. O serviço de contenção foi coordenado pelas secretarias municipais de Serviços Urbanos e de Infraestrutura e Defesa Civil. As pedras funcionam como quebra-mar, evitando que as águas atinjam as casas e cabanas e mitigando os danos pontuais causados pela erosão marinha nessas edificações.

Em Pernambuco, a praia do Janga com uma extensão de 3,8 Km sofre um intenso processo erosivo ao longo dos anos, com um recuo de mais de 100 m da sua linha da costa (OLIVEIRA, et al., 2011). A praia possui um conjunto de nove quebra-mares, além de estruturas de enrocamento, muros de contenção e aterro hidráulico. A necessidade da obra veio com a transferência de erosão da cidade de Olinda-PE, ocasionada pela construção dos molhes do Rio Paratibe. Esse processo erosivo tem evolução catastrófica ao longo dos anos com notáveis recuos verificados na linha de costa.

No litoral sul (KOENER, et al., 2013) e sudeste do Brasil, muitas praias também sofrem com o fenômeno do recuo da linha de costa. O litoral paulista, por exemplo, apresenta vários pontos com progressiva erosão, como em Ilha Comprida, Peruíbe, Caraguatatuba, Santos, Guarujá, entres outros (SOUZA, 2009). Apesar disso, há poucos estudos envolvendo a área da engenharia costeira, já que, muitas vezes o problema tende a ser contemplado apenas no âmbito da oceanografia, geologia e biologia.

Problemas semelhantes também são comuns nas zonas litorâneas europeias. Em Portugal, por exemplo, a expansão da população urbana, das atividades industriais e do turismo balnear trouxeram, como consequência, a exploração intensa de sedimentos, causando em algumas áreas depressões, com tendência a inundação, podendo assim causar maiores danos devido as ações das ondas e marés, por vezes, danos irreversíveis. Com o intuito de proteger a cidade e a população contra esses danos que causam o avanço do mar, foi necessário a construção de estruturas como quebra-mares, esporões e estruturas ao longo da costa noroeste de Portugal. Mas de acordo com Pedrosa (2013), este tipo construção de proteção provoca um desequilíbrio na circulação natural dos sedimentos ao longo do litoral, tendo como principal consequência a acumulação sedimentar a norte das estruturas e o agravamento da erosão a sul. Segundo o autor, a construção das estruturas de proteção são desastrosas possuindo eficiência apenas de curto a médio prazo, com tendência a fragilidade ao longo do tempo, demandando intervenções para a recuperação e investimentos que tendem a ser progressivamente elevados.

Para que haja a escolha mais adequada do método de proteção costeira é preciso conhecer, com relativa precisão, como o caminhamento das areias se comporta, assim como os movimentos oscilatórios da água sob as ondas, as correntes marítimas, fluviais e ventos.

Segundo Ceccarelli (2009), as obras de proteção costeira podem ser classificadas, quanto à sua localização, em obras longitudinais aderentes (paredões, construídos na interface terra-mar); obras transversais (espigões); obras longitudinais não aderentes (quebra-mares destacados); alimentação artificial das praias; diques; fixação de dunas; e comportas.

Esse trabalho destaca a aplicação das obras longitudinais de proteção costeira, quebra-mares e seus diversos tipos, em relação à perda de areia em praias, avaliando as possíveis ações necessárias para o enfrentamento deste problema. Para esse efeito, avalia a experiência obtida no litoral de Conceição da Barra-ES.

Estudo de Caso

O Município de Conceição da Barra, situado no sudeste do Brasil (FIGURA 1), possui uma área de 1.182,587 km² (IBGE, 2020), correspondendo a cerca de 2,25% do território do estado do Espírito Santo. Sua posição é marcada pelas coordenadas 18º53'56"S de latitude e 39º43'56"W de longitude, apresentando aproximadamente 32 km de costa e 27.458 habitantes (IBGE, 2022), sendo um dos municípios mais antigos do estado. A cidade está a 5 m acima do nível médio do mar e o clima é tropical quente e úmido sem estação seca definida. Parte da sua zona costeira está inserida na Área de Proteção Ambiental – APA do município, com área de 77,28 Km², compreendendo o estuário do rio São Mateus (IEMA, 2016).

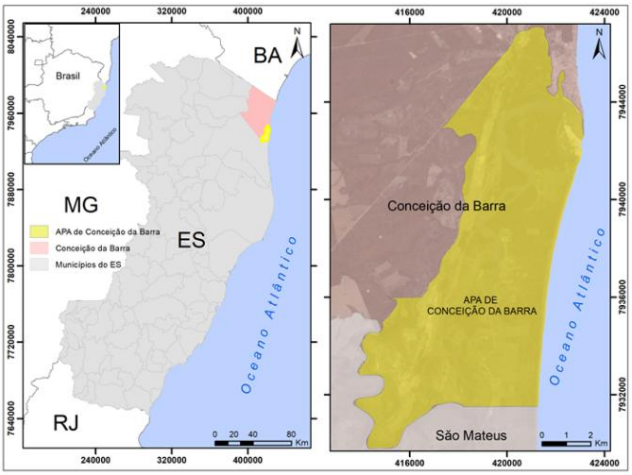


Figura 1: Localização e caracterização da área de estudo (fonte: Pinheiro et al., 2021).

Tem uma pluviosidade média anual de 1333 mm. O mês mais seco é agosto com 59 mm de média e o mês mais úmido dezembro, com 185 mm de média (PMCB, 2021). A cidade é composta essencialmente por duas bacias hidrográficas: a Bacia Hidrográfica do Rio Itaúnas e a Bacia Hidrográfica do Rio São Mateus. Seus principais rios são o Rio São Mateus, antigo Rio Cricaré, que nasce no estado de Minas Gerais e tem sua foz no oceano; o Rio Itaúnas, que também nasce em Minas Gerais, banhando o norte da cidade e com foz também no oceano, formando a barra da Guaxindiba; e Rio São Domingos, que nasce na lagoa dos Anjos, dentro do município de Conceição da Barra, e deságua no Rio São Mateus (PMCB, 2021). O trecho abordado neste estudo consiste na faixa de praia do Bairro Bugia, situada ao norte da embocadura do Rio São Mateus, onde apresenta características comuns de adaptação morfológica da foz, com variação no balanço sedimentar, resultando em processos de deposição e erosão de sedimentos, formando feições geomorfológicas recentes e instáveis do ponto de vista do tempo geológico (DER, 2020).

Antes dos anos de 1970 não havia ocupação próxima da barra do Rio São Mateus, onde a mesma era larga e envergada para o sul e apresentava nítidos bancos sedimentares emersos, feições provavelmente resultantes da maré vazante, conforme pode ser observado na Figura 2. Nessa época, aparentemente, ainda não ocorriam os processos de erosão e sedimentação acelerados sobre o bosque de mangue à margem direita, nem a erosão sobre a praia da Bugia (VALE e ROSS, 2011).

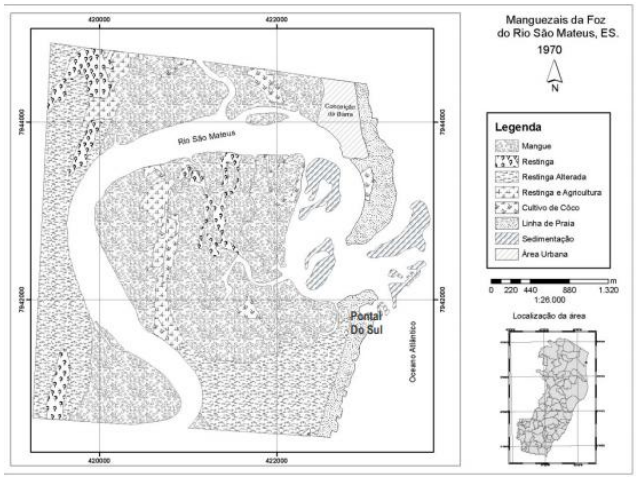


Figura 2: Mapeamento da foz do Rio São Mateus no ano de 1970 (fonte: Vale e Ross, 2011).

Segundo os autores, a partir de 1993, pôde-se perceber o processo de erosão sobre a praia da Bugia e a ameaça em destruir um trecho da cidade, localizado à margem esquerda da desembocadura do rio São Mateus. Já em 1997, a configuração da foz continuava a se alterar, apresentando variação no balanço sedimentar, resultando em processos de deposição e erosão de sedimentos. Ao longo de aproximadamente 50 anos ocorreu uma grande modificação da geomorfologia da foz, conforme mostra a Figura 3, afetando principalmente o setor norte, onde localiza-se a Praia da Bugia, desencadeando um processo erosivo na costa que atingiu arruamentos e edificações. Por outro lado, no setor sul houve uma deposição de sedimentos, formando um banco composto por substrato propício para a colonização de espécies vegetais da restinga e manguezal.

Figura 3: Evolução geomorfológica da foz da foz do Rio São Mateus ao longo de 50 anos (fonte: DER, 2020).

No período analisado destaca-se a experiência obtida na intervenção do processo erosivo sobre um hotel construído ao norte da praia da Guaxindiba, na zona de influência do Rio Itaúnas. A solução preliminar consistiu na construção de uma estrutura em enrocamento (pedras sobrepostas) para a proteção da edificação, medida que não obteve o sucesso esperado. Adicionalmente, uma foz artificial foi aberta ao norte, com a intenção de que a foz original diminuísse a sua vazão e que fosse desenvolvido um sistema estuarino. Esse sistema, por sua vez, faria a deposição de sedimentos no interior do canal, diminuindo o aporte fluvial no sistema em questão, principalmente nas proximidades da praia da Guaxindiba. Essa solução adotada causou sérios problemas no balanço sedimentar da região, pois a foz natural do rio Itaúnas retinha parte dos sedimentos trazidos pela deriva litorânea, que nesse período já predominava no sentido sul-norte (DER, 2020). A nova foz, por ser aberta à montante da original, deteve maior parte da vazão fluvial, eliminando a condição de molhe hidráulico naquele local e o ativando mais ao norte. Com isso, o volume de sedimentos que geologicamente eram distribuídos em um trecho de 5.000 m de costa, passaram a ocupar 7.200 m. Assim, o novo arranjo distribucional de sedimentos causou imediatamente recuo da linha de costa no setor mais instável (e mais recente geologicamente), que pode ser observado na Figura 4, conhecido como Praia da Bugia (DER, 2020).

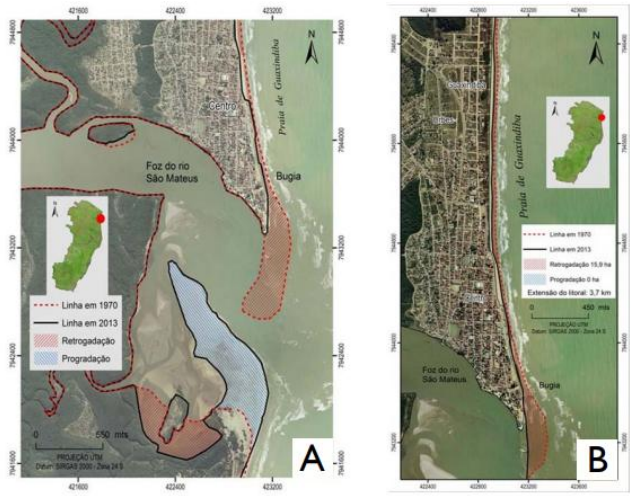


Figura 4: (A) Detalhes da mobilidade da embocadura fluvial do rio São Mateus, afetando o bairro da Bugia (B) Recuo da linha de costa ao longo da praia de Guaxindiba. (fonte: MMA, 2018).

Outro fator que pode indicar a alteração do sentido predominante da deriva litorânea, com sentido predominante de sul para norte, foi o bloqueio ocasionado da foz natural do Rio Itaúnas a partir do ano de 2014, situado ao norte da foz do Rio São Mateus, aproximadamente 4,5 Km, conforme mostra a Figura 5.

Figura 5: Processo de fechamento da foz natural do Rio Itaúnas (fonte: DER, 2020).

Pela dinâmica verificada, surge a preocupação da prefeitura local de que o Rio São Mateus se ligasse diretamente com o mar no meio do bairro da Bugia, formando uma ilha e isolando diversas residências. Em curto prazo, essa ilha também teria grandes chances de ser levada pela força do mar. Além disso, outro complicador é que o Bairro faz limite com o centro urbano da cidade, o que poderia trazer danos variados e de grandes proporções para o município. Se num primeiro momento o processo erosivo verificado trouxe impacto social, pelo do número de pessoas desabrigadas, num segundo momento, passou a atingir também o setor turístico, econômico e de meio ambiente da cidade, uma vez que as perdas verificadas passaram a afetar, inclusive, a própria infraestrutura da cidade. A partir desse cenário, soluções estruturais para a contenção do avanço do mar sobre a costa foram discutidas entre os governos municipal e estadual e soluções estruturais passaram a ser implementadas.

Resultados

No ano de 2009, o Governo do Estado do Espírito Santo iniciou obras de engordamento artificial e recuperação da orla em um trecho de 2.300 m, ao norte da foz do rio São Mateus, com o objetivo de recuperar as praias da Bugia e da Barra. Para a realização do projeto básico de recuperação foram necessários ao desenvolvimento de uma série de estudos realizados pelo Instituto Nacional de Pesquisas Hidroviárias (INPH). Esses estudos envolveram o levantamento topohidrográfico da foz do rio São Mateus, de trecho da sua montante e das praias adjacentes a sua embocadura. Além disso, perfis de praia visando verificar o nível de equilíbrio erosão/deposição de sedimentos ali presente, com coleta de matérias superficiais de fundo e mapeamento da granulometria, identificando jazidas que pudessem suprir a reposição das áreas erodidas foram realizados. Do ponto de vista hidrodinâmico, medições de marés, vazões, ondas marítimas, foram também coletados, de maneira a alimentar o processo de modelagem hidrossedimentológica como ferramenta de prognóstico e de suporte a decisão. Paralelamente a essas etapas, identificação e análise qualitativa e quantitativa de pedreiras próximas asseguraram a viabilidade do projeto das estruturas de contenção.

Os projetos desenvolvidos pelo INPH seguiram um esquema conceitual de proteção da linha de costa. Para isso, levou-se em consideração determinados parâmetros de equilíbrio, de modo que o projeto pudesse garantir uma faixa arenosa de praia, com perdas mínimas de sedimentos e segurança para os banhistas, interferindo ainda minimamente no transporte natural dos sedimentos, de maneira a não transferir o processo erosivo para as praias adjacentes. O esquema de proteção da linha de costa realizado, tinha como objetivo a restauração da praia, que quando combinada com a construção de estruturas costeiras, a restauração se manteria durante médio, e se possível em longo prazo. A estrutura de apoio para os esquemas de recuperação costeira foi projetada principalmente com espigões e quebra-mares (SCISINIO e MAIORANO, 2011). As geometrias das estruturas de contenção foram definidas e avaliadas a partir da hidrodinâmica modelada para o local. Elas são caracterizadas por formas curvilíneas, projetadas para fornecerem melhores condições hidrodinâmicas e com o intuito de permitir o transpasse natural dos sedimentos que ali circulam, prevenindo que as correntes de retorno promovam o arraste dos mesmos.

O método construtivo se baseou em aterro hidráulico com areias dragadas na frente da foz do Rio São Mateus, intercaladas por quebra-mares aderentes à costa, que pode ser observado na Figura 6. Foram implantadas cinco estruturas de enrocamento de sul para norte além da reposição de 1,2 milhões de metros cúbicos de areia para a recuperação total da praia. Essas estruturas são constituídas pelo espigão, colocado para fixar a extremidade, estancar o processo erosivo e proteger a restauração da praia, além de quatro estruturas em forma de promontórios arredondados, as quais são chamadas de quebra-mares. Os quebra-mares são estruturas em pedras alocados entre a nova faixa de areia implantada e a água, tendo como principal finalidade reter a areia depositada e proteger o litoral contra os impactos das ondas, minimizando sua energia, desde o espigão Sul até o quarto quebra-mar ao norte, evitando assim o avanço da maré.

Figura 6: Estruturas de proteção construídos na praia da Bugia (fonte: DER, 2010).

Conjuntamente à proteção realizada pelos quebra-mares e espigão foram propostas coberturas feitas por espécies vegetais implantadas na faixa de areia, podendo ser eficazes para a atenuação ou supressão dos efeitos da erosão eólica. Nas zonas de trânsito arenoso, a camada de vegetação promove um enchimento das áreas em depressão reconstituindo perfis aerodinâmicos. Além disso, essa junção de matéria orgânica com o referido ambiente, favorece o renascimento e o desenvolvimento das comunidades vegetais, pela adição de nutrientes e umidade.

As coberturas de ramagens podem ter também um efeito dissuasivo, limitando a passagem de pessoas e a destruição nestas áreas (CORIMAT, 2017).

A intervenção estrutural realizada apresentou êxito na faixa que propunha proteger. No entanto, três meses após sua conclusão, a Defesa Civil identificou novos pontos de erosão na praia de Guaxindiba, causando preocupação aos moradores. A Figura 7 demonstra o comportamento da linha de costa anteriormente e posteriormente a obra, sendo que antes o trecho erosivo se estendia até uma distância de 3.750 m ao norte da embocadura do rio São Mateus, a uma taxa de recuo de linha de costa de 5 m/ano. Após a obra o trecho erosivo se estendeu por mais 725 m para norte, mantendo a taxa de 5 m/ano. A propagação da erosão pode ser identificada através das posições da linha de costa, que diferem com recuo da mais recente, ao passo que, linhas sobrepostas, significam estabilidade do trecho costeiro. Atualmente, observa-se que o processo erosivo se extingue na foz natural do Rio Itaúnas, indicado pela sobreposição das linhas de 16/09/2004 (azul), 27/11/2009 (verde) e 19/06/2019 (vermelha). Outro ponto de destaque é a sobreposição das linhas de 22/12/1970 (roxa) e 19/06/2019 (vermelha), nos 725 metros correspondentes a propagação da erosão após a obra, configurando a posição original da costa, anteriormente a abertura da foz artificial do rio Itaúnas (DER, 2020).

Figura 7: Evolução da linha de costa e processo erosivo no sentido norte, entre a foz do Rio São Mateus e a foz do Rio Itaúnas (fonte: DER, 2020).

A interrupção longitudinal da erosão é explicada pelo histórico geológico de sedimentação da foz natural do Rio Itaúnas, local que detém depósitos arenosos que permitem equilibrar o balanço sedimentar a partir deste ponto.

A perda do material arenoso, proveniente do aterro hidráulico realizado para a sustentação dos blocos que constituem os quebra-mares em forma de ferradura, possivelmente se deve a uma relação de causa/efeito das variações das marés e do embate constante das ondas, que geram um processo de arraste da areia ocasionando movimentos lentos dos blocos, desequilíbrio estrutural e consequentemente diminuição da altura dos mesmos (ESPINOZA, 2017). A fixação de sedimentos realizada pelas estruturas de engenharia pode ter bloqueado o trânsito de sedimentos para este trecho de praia, além de alterar o regime das ondas incidentes (MMA, 2018).

A persistência do processo erosivo fez com que os proprietários das áreas afetadas, a partir de regulamentação municipal, promovessem intervenções pontuais de combate a erosão na testada dos seus lotes. Essas ações consistiram na construção de estruturas de enrocamento o que, em curto período, fez com que agravasse o processo erosivo nas imediações. Esse fato pode ser devido a própria alteração da hidrodinâmica característica do local com modificações na estrutura sedimentar por consequência.

Segundo estudos e análises realizadas, incluindo casos correlatos de erosão costeira em outras localidades, ações mitigatórias continuam sendo implementadas como medidas de compensação para os problemas identificados em Conceição da Barra - ES. Nesse sentido, indenização e remoção das ocupações localizadas entre a linha de costa e a Avenida Atlântica foi proposto pelo DER-ES e, para isso, desenvolve-se um estudo com o objetivo de identificar o volume de material que o processo erosivo precisa consumir para estabilizar o balanço sedimentar, de maneira a permitir a definição de uma linha de costa estável, a qual balizará a decisão de quantas ocupações serão necessárias desmobilizar e qual o custo desta operação. Complementarmente, obras estruturais síncronas, a partir de projetos integrados, a partir de estudos de levantamentos de dados atuais, monitoramento e simulações numéricas, de maneira a evitar a transferência do problema para as áreas adjacentes, devem ser implementados. Estes projetos de engenharia devem contemplar, inclusive, estudos ambientais e de licenciamento de empreendimentos. Além disso, campanhas de conscientização e educação ambiental e trabalho de aprimoramento da legislação municipal estão sendo articuladas como medidas de abrangência para os problemas de erosão costeira identificados em Conceição da Barra.

Considerações Finais

Os problemas verificados de erosão costeira no presente estudo revelam sintomas semelhantes aos de outros casos registrados no Brasil e por todo o mundo. A ausência de um planejamento de ocupação e exploração no âmbito das bacias hidrográficas costeiras apresenta como causa fundamental das questões envolvidas. Paralelamente, o desconhecimento da morfodinâmica da praia e do próprio comportamento hidrodinâmico fluvial e marítimo, proporciona a adoção de ações estruturais pontuais para a resolução dos problemas de erosão costeira, as quais apresentam vida útil e eficiência de curto período. Somado a estas questões, o cenário de mudanças no clima que estamos inseridos faz com que os dados naturais extraídos no passado, tais como força dos ventos, precipitação, nível médio do mar e variação de marés, necessitem de novos monitoramentos, permanentes e frequentes, para a realização de prognósticos que sejam confiáveis.

A orla do município de Conceição da Barra, entre as praias da Guaxindiba e Bugia, sofreu ao longo dos anos diversas intervenções humanas no combate a erosão costeira, a partir da aplicação de dispositivos de engenharia convencionais tais como estacas hidráulicas, bolsas de areia, espigões e quebra-mares. Este fato despertou o interesse na discussão sobre a eficiência dessas soluções estruturais, de maneira a

avaliar se o problema da erosão costeira pode ser combatido, de maneira eficiente e definitiva, exclusivamente através desse recurso.

Enfatiza-se a necessidade de um plano de ações na cidade de Conceição da Barra para agir no planejamento, educação, regulamentação, fiscalização e prevenção da orla, interagindo os núcleos envolvidos no processo de debate. Objetivamente, campanhas de conscientização ambiental com a população local, atingindo escolas, estabelecimentos comerciais e industriais devem atuar como ponto de partida nesse cômputo, de maneira a evidenciar as responsabilidades de cada parte para o equilíbrio ambiental e para os danos ocasionados pela erosão da costa.

As soluções apontadas nesse estudo devem integrar interesses ambientais, públicos e socioeconômicos. Dessa maneira, entende-se que a erosão costeira é um problema que deve ter ampla tratativa pelos diversos atores envolvidos no processo. Sua prevenção e reparação através de obras estruturais de contenção devem ser integradas àquelas de ordem não estrutural. Essa conjugação assegura, por sua vez, uma resolução eficiente e de longo período para os problemas de erosão costeira encontrados na orla de Conceição da Barra assim como em zonas de costa características por todo o mundo.

Referências

Alfredini, P.; Arasaki, E.; 2009. Obras e Gestão de Portos e Costas: A Técnica Aliada ao Enfoque Logístico e Ambiental. 2ª. ed. São Paulo: Blucher.

Ceccarelli, T. S.; 2009. Paradigmas para os projetos de obras marítimas no contexto das Mudanças Climáticas. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo-SP.

CORIMAT, Coastal Risks Management; 2017. Atlantic Stakeholders Network. Disponível em: https://climate-adapt.eea.europa.eu/en/metadata/organisations/corimat

DER, Departamento de Edificações e de Rodovias do Espírito Santo; 2010. Secretaria de Estado de Transporte e Obras Públicas. Relatório as Built: Projeto de Contenção de Erosão, Conceição da Barra, ES.

DER, Departamento de Edificações e de Rodovias do Espírito Santo; 2020. Relatório de Vistoria: Avaliação da Situação do Processo Erosivo na Praia da Guaxindiba, Conceição da Barra, ES.

Espinoza, J. A. A.; 2017. Estudo da Efetividade de Obras de Contenção de Erosão Costeira em Conceição da Barra – ES. Revista Guará, vol.1, n.6:p.71-80.

Fioravanti, C. A.; 2018. Progressiva destruição das praias brasileiras. Disponível em: <https://revistapesquisa.fapesp.br/a-progressiva-destruicao-das-praias-brasileiras/>.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; 2020. Área da unidade territorial. Disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/brasil/es/conceicao-da-barra/panorama.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; 2022. População no último senso. Disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/brasil/es/conceicao-da-barra/panorama.

IEMA, Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado do Espírito Santo; 2016. Disponível em http://www.iema.es.gov.br.

IMA, Instituto do Meio Ambiente; 2020. Obras tipo Sandbag são feitas para conter erosão costeira no litoral norte de Alagoas. Alagoas. Disponível em: https://www.ima.al.gov.br/obras-tipo-sandbag-sao-feitas-para-conter-erosao-costeira-no-litoral-norte-de-alagoas/

Koerner, K. F.; Oliveira, U. R.; Gonçalves, G.; 2013. Efeito de estruturas de contenção à erosão costeira sobre a linha de costa: Balneário Hermenegildo, Rio Grande do Sul, Brasil. Revista da Gestão Costeira Integrada n.13(4):p.457-471.

MMA, Ministério do Meio Ambiente; 2018. Panorama da erosão costeira no Brasil. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: http://www.mma.gov.br/publicacoes-mma.

Oliveira, P. F. P.; Silva, H. A.; Santana, N. M. G.; Silva, E. R. A. C.; Manso, V. A. V.; 2011. Variação da Linha de Costa da Praia do Janga/Paulista-PE, através da Técnica de Fusão de Imagens Orbitais CBERS HRC/CCD. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 15 (SBSR), Curitiba.

Pedrosa, A. de S.; 2013. Risco de erosão no litoral Norte de Portugal: uma questão de ordenamento do território. Revista Sociedade e Natureza n.25:p133-146.

PMI, Prefeitura Municipal de Ilhéus; 2020. Prefeitura instala barreira de pedras para conter avanço do mar no litoral norte de Ilhéus. Ilhéus, BA. Disponível em: https://www.ilheus.ba.gov.br/detalhe-da-materia/info/prefeitura-instala-barreira-de-pedras-para-conter-avanco-do-mar-no-litoral-norte-de-ilheus/123938.

Pinheiro, C. A. K.; do Vale, C. C.; Coelho, A. L. N.; 2021. Inundação e Erosão Potencial da APA de Conceição da Barra, Conceição da Barra, ES. Rev. Ciência Geográfica, n.25:p.82-94.

PMCB, Prefeitura Municipal de Conceição da Barra; 2021. Informações Geográficas. Disponível em: https://conceicaodabarra.es.gov.br/informacoes-geograficas.

Sandes, M. V. N.; Santos, J. V. G.; 2017. Dispositivos Utilizados em Obras de Contenção no Combate ao Avanço da Erosão Costeira no Litoral de Alagoas: Análise do Trecho da Orla de Pajuçara à Ponta Verde. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Civil) - Centro Universitário Cesmac, Maceió, AL.

Scisinio, W.; Maiorano, P. C.; 2011. As Bases de um Projeto de Recuperação Costeira o Caso de Conceição da Barra-ES. In: XIX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HIDRÍCOS, Maceió, 12p.

Souza, C. R. de G.; 2009. A Erosão Costeira e os Desafios da Gestão Costeira no Brasil. Revista da Gestão Costeira Integrada n.9(1):p.17-37

Vale, C. C.; Ross, J. L. S.; 2011. As Transformações Morfológicas e Fitogeográficas do Estuário do Rio São Mateus, Litoral Norte do Estado do Espírito Santo, entre 1970 e 2008. Revista do Departamento de Geografia – USP, vol.21:p.03-23.

ÁREA TEMÁTICA:

Hidrossedimentologia e Infraestrutura Verde

5° CIH

INFRAESTRUTURA VERDE E HIDROSSEDIMENTOLOGIA URBANA: SOLUÇÕES BASEADAS NA NATUREZA PARA CONTROLE DE EROSÃO E SEDIMENTOS EM CIDADES CONTEMPORÂNEAS

Thallita Puzi Ferrassa[1], Letícia do Nascimento Idalgo[2], Thamara Regina Godoi Cruz[3], Daiane Maria De Genaro Chiroli[4], Pedro Fernandes de Oliveira Gomes[5], Franciely Velozo Aragão[6], Igor José Botelho Valques[7]

[1] Universidade Estadual de Maringá (UEM), e-mail: thallitapuzi@gmail.com;
[2] Universidade Estadual de Maringá (UEM), e-mail: pg405532@uem.br;
[3] Universidade Estadual de Maringá (UEM), e-mail: pg405536@uem.br;
[4] Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), e-mail: daianechiroli@utfpr.edu.br;
[5] Universidade de Nebraska-Lincoln (UNL/EUA), e-mail: pfogomes2@uem.br;
[6] Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), e-mail: fran-aragao@hotmail.com;
[7] Universidade Estadual de Maringá (UEM), e-mail: ijbvalques@uem.br

Palavras-chave: Drenagem urbana; processos erosivos; sustentabilidade hídrica.

Resumo

O presente estudo tem como objetivo analisar como as infraestruturas verdes e as soluções baseadas na natureza (SbN) podem ser aplicadas de forma eficiente no controle da erosão e na gestão dos processos hidrossedimentológicos em ambientes urbanos. O objeto de estudo centra-se na dinâmica entre urbanização, transporte de sedimentos e mitigação de impactos hidrológicos por meio de intervenções sustentáveis no espaço urbano. Tal abordagem torna-se essencial diante dos desafios crescentes impostos pela expansão desordenada das cidades, pela impermeabilização dos solos e pelos efeitos das mudanças climáticas, que intensificam a frequência de eventos extremos, ampliando os riscos de enchentes, assoreamento e degradação dos recursos hídricos urbanos. Metodologicamente, realizou-se uma revisão bibliográfica sistemática na base de dados científica internacional Scopus, selecionando 11 estudos publicados entre 2020 e 2024, que abordam a relação entre hidrossedimentologia urbana, infraestrutura verde e controle de sedimentos. Os resultados apontam que a adoção de SbN, como jardins de chuva, bacias de infiltração, telhados verdes e zonas tampão vegetadas, promove redução significativa no volume de escoamento superficial, na velocidade dos fluxos e na carga de sedimentos transportados. Além disso, tais soluções oferecem co-benefícios relevantes, como melhoria da qualidade da água, aumento da biodiversidade urbana e mitigação dos impactos climáticos. Contudo, a eficácia das SbN está condicionada à sua correta localização, dimensionamento e integração no planejamento urbano, além de depender de manutenção periódica. Conclui-se que a integração entre hidrossedimentologia e infraestrutura verde representa uma estratégia indispensável para o desenvolvimento de cidades mais resilientes, ambientalmente equilibradas e socialmente sustentáveis, sendo fundamental a incorporação dessas soluções nas políticas públicas e nos projetos de gestão hídrica e urbana, especialmente em cenários de intensificação das pressões ambientais.

Introdução

As rápidas transformações nos ambientes urbanos, impulsionadas pela expansão desordenada e pela impermeabilização dos solos, têm gerado sérios desafios relacionados à gestão da água e à dinâmica hidrossedimentológica, especialmente no que se refere ao aumento dos processos erosivos e ao acúmulo de sedimentos nas bacias urbanas (Zhou et al., 2024). Esse cenário é agravado pelas mudanças climáticas, que intensificam eventos extremos, como chuvas intensas, ampliando os riscos de enchentes, inundações e degradação dos recursos hídricos urbanos (Borght; Pallares-Barbera, 2024). A urbanização sem planejamento adequado compromete a capacidade dos sistemas naturais de realizar funções essenciais, como a infiltração da água, o controle de sedimentos e a regulação dos fluxos hídricos, impactando diretamente a qualidade ambiental e a segurança da população (Mabrouk et al., 2024).

Diante desse problema, torna-se evidente a necessidade de alternativas que conciliem desenvolvimento urbano com preservação dos processos naturais, minimizando os impactos da erosão e do transporte de sedimentos nos ambientes urbanos (Rehman et al., 2024). Nesse contexto, o conceito de infraestrutura verde, associado às soluções baseadas na natureza (SbN), surge como uma abordagem estratégica e sustentável, capaz de promover benefícios ecossistêmicos, reduzir riscos hidrológicos e restaurar os processos hidrossedimentológicos (P et al., 2024). Tais soluções integram elementos como jardins de chuva, telhados verdes, zonas de infiltração e corredores ecológicos, que atuam no controle do escoamento superficial e na retenção de sedimentos (Wang et al., 2024).

A justificativa para a adoção de soluções baseadas na natureza em projetos urbanos reside não apenas na mitigação dos problemas ambientais, mas também na promoção da resiliência urbana frente aos impactos das mudanças climáticas e dos eventos hidrológicos extremos (Castro; Alvim, 2024). Além disso, essas estratégias

contribuem para a melhoria da qualidade de vida, ao oferecer espaços verdes, ampliar a biodiversidade e reduzir os custos associados à infraestrutura cinza tradicional (Riley et al., 2024). No entanto, sua implementação ainda enfrenta desafios relacionados à governança, ao planejamento espacial e à falta de integração entre os setores responsáveis pela gestão urbana (Sun; Kushner; Yang, 2024).

Diante desse cenário, este trabalho tem como objetivo analisar como as estratégias de infraestrutura verde e as soluções baseadas na natureza podem ser aplicadas de forma eficaz no controle da erosão e dos sedimentos em áreas urbanas, contribuindo para o aprimoramento da hidrossedimentologia urbana (Zhou et al., 2024). Como contribuição científica e técnica, este estudo busca fornecer subsídios para o desenvolvimento de diretrizes que orientem projetos urbanos mais resilientes, sustentáveis e alinhados com os processos naturais, especialmente em bacias hidrográficas impactadas pela urbanização (Teichmann et al., 2024). As soluções propostas consideram não apenas os aspectos técnicos de controle de escoamento e sedimentos, mas também fatores sociais, econômicos e ecológicos, fomentando uma abordagem integrada e sistêmica (Zhou et al., 2024).

Portanto, espera-se que os resultados deste trabalho contribuam para a disseminação de práticas de planejamento urbano baseadas na integração entre engenharia, ecologia e gestão de riscos, fortalecendo a capacidade adaptativa das cidades e promovendo a segurança hídrica e ambiental (Rehman et al., 2024).

Metodologia

Este estudo foi desenvolvido por meio de uma abordagem qualitativa e exploratória, baseada na análise de literatura científica recente sobre hidrossedimentologia, infraestrutura verde e soluções baseadas na natureza aplicadas ao controle de erosão e sedimentos em ambientes urbanos. Para a construção do referencial teórico, realizou-se uma revisão bibliográfica sistemática na base de dados internacional Scopus, utilizando combinações de palavras-chave como “urban hydrosedimentology”, “green infrastructure”, “nature-based solutions”, “erosion control” e “sediment management”.

O critério de inclusão considerou artigos publicados entre os anos de 2020 e 2024, que abordassem diretamente a relação entre processos hidrossedimentológicos e a aplicação de infraestrutura verde em contextos urbanos. Foram priorizados estudos que apresentassem metodologias aplicadas, análise de casos, frameworks de planejamento, avaliação de desempenho ou modelagens hidrológicas e sedimentológicas em áreas urbanas. Ao todo, foram selecionados 11 artigos científicos que compuseram a base teórica do presente estudo, garantindo diversidade geográfica e metodológica.

A análise dos dados ocorreu por meio de uma estratégia de síntese integrativa, na qual foram identificadas as principais tipologias de soluções baseadas na natureza empregadas no controle da erosão e dos sedimentos, bem como seus benefícios, desafios e limitações.

Resultados e Discussões

A análise dos estudos revelou que a adoção de soluções baseadas na natureza (SbN) e de infraestrutura verde desempenha um papel fundamental na mitigação dos impactos hidrossedimentológicos em áreas urbanas, especialmente no controle da erosão e na retenção de sedimentos (Zhou et al., 2024). As estratégias analisadas demonstram que a integração de sistemas verdes nos espaços urbanos proporciona uma redução significativa do escoamento superficial, além de promover maior infiltração da água no solo, o que contribui diretamente para a diminuição dos processos erosivos (Rehman et al., 2024).

Um dos principais resultados observados foi que intervenções como jardins de chuva, trincheiras de infiltração, telhados verdes e pavimentos permeáveis têm elevada eficiência na retenção de sedimentos e no controle da velocidade do escoamento, fatores diretamente associados à dinâmica hidrossedimentológica urbana (P et al., 2024). Esses dispositivos não apenas atenuam o transporte de sedimentos, mas também contribuem para a melhoria da qualidade da água, uma vez que promovem a filtração dos poluentes carreados pelo escoamento (Riley et al., 2024).

Os estudos de caso analisados em diferentes regiões do mundo demonstram que a eficácia das infraestruturas verdes depende de variáveis como a cobertura vegetal, a capacidade de armazenamento, o tipo de solo e o grau de impermeabilização da bacia urbana (Borght; Pallares-Barbera, 2024). Em ambientes altamente urbanizados, onde a impermeabilização atinge patamares críticos, a adoção de soluções híbridas — combinando infraestrutura verde com sistemas cinzas — mostrou-se mais eficiente no controle da erosão e na redução da carga de sedimentos (Wang et al., 2024).

Adicionalmente, foi identificado que as SbN contribuem de forma expressiva para a redução dos riscos associados às enchentes urbanas, ao promover a regulação dos volumes hídricos e a diminuição dos picos de vazão durante eventos extremos (Castro; Alvim, 2024). A restauração de áreas ribeirinhas e a implementação de corredores ecológicos, por exemplo, são estratégias eficazes na estabilização dos solos e na retenção de sedimentos, favorecendo a resiliência hidrossedimentológica das cidades (Teichmann et al., 2024).

Os dados também evidenciam que, além dos benefícios hidrológicos, as infraestruturas verdes apresentam vantagens econômicas, sociais e ecológicas, uma vez que oferecem múltiplos serviços ecossistêmicos, como melhoria da qualidade do ar, aumento da biodiversidade urbana e valorização dos espaços públicos (Mabrouk et al., 2024). Contudo, a análise revelou que ainda existem desafios estruturais para a implementação em larga escala dessas soluções, principalmente relacionados à falta de integração entre os setores de planejamento urbano, saneamento e gestão ambiental (Sun; Kushner; Yang, 2024).

Outro ponto relevante identificado é a necessidade de ferramentas de apoio à decisão para a seleção dos locais mais adequados para a implantação dos dispositivos de infraestrutura verde, considerando critérios como a dinâmica de escoamento, as áreas de maior geração de sedimentos e a capacidade de infiltração dos solos (Rehman et al., 2024). Nesse sentido, abordagens baseadas em

modelagens hidrológicas, associadas à análise espacial, mostraram-se fundamentais para otimizar os resultados das intervenções (Zhou et al., 2024).

Além disso, a literatura analisada destaca que a eficácia dos sistemas baseados na natureza está diretamente associada à manutenção periódica e ao monitoramento contínuo dos dispositivos implantados, uma vez que o acúmulo de sedimentos pode comprometer o desempenho hidráulico e hidrológico das infraestruturas verdes (Borght; Pallares-Barbera, 2024). Assim, estratégias de gestão adaptativa, que incluam rotinas de limpeza e readequação dos sistemas, são essenciais para garantir a longevidade e a eficiência dessas soluções (Wang et al., 2024).

A discussão também evidenciou que os benefícios hidrossedimentológicos das infraestruturas verdes não são uniformes, variando conforme as características morfológicas e socioambientais das bacias urbanas (P et al., 2024). Portanto, a aplicação de modelos preditivos, como os baseados em aprendizado de máquina e inteligência artificial, tem se mostrado promissora na previsão dos comportamentos hidrológicos e na proposição de soluções mais eficazes (Zhou et al., 2024).

Por fim, observa-se que a implementação de SbN no contexto urbano não deve ser entendida apenas como uma solução técnica, mas como parte de uma transformação sistêmica, que exige mudanças nas políticas públicas, no arcabouço legal e nos modelos de governança urbana (Mabrouk et al., 2024). A integração dos conceitos de hidrossedimentologia com práticas de infraestrutura verde representa não apenas uma resposta às demandas ambientais, mas também uma estratégia robusta para promover cidades mais resilientes, seguras e ecologicamente equilibradas (Teichmann et al., 2024).

De modo geral, os resultados sintetizados neste estudo reforçam a necessidade de se considerar as soluções baseadas na natureza como parte integrante dos planos diretores, dos projetos de drenagem urbana e das estratégias de controle de sedimentos, alinhando as intervenções urbanas às dinâmicas naturais dos sistemas hidrológicos e sedimentares (Sun; Kushner; Yang, 2024). Isso não só contribui para a mitigação dos impactos ambientais, como também fortalece a resiliência das cidades frente às mudanças climáticas e aos eventos hidrológicos extremos (Zhou et al., 2024).

Comentários finais

Este trabalho teve como objetivo principal analisar, sob a perspectiva da hidrossedimentologia urbana, como as infraestruturas verdes e as soluções baseadas na natureza (SbN) podem ser aplicadas de forma eficiente no controle dos processos de erosão e transporte de sedimentos em ambientes urbanos, contribuindo para a gestão integrada dos recursos hídricos e para a mitigação dos impactos decorrentes da urbanização e das mudanças climáticas. A partir de uma análise sistemática da literatura científica recente, foi possível compreender a consistência das SbN como estratégias complementares e, em muitos casos, superiores às soluções convencionais de infraestrutura cinza no contexto da drenagem urbana e da dinâmica hidrossedimentológica.

A principal síntese dos resultados obtidos demonstra, de maneira inequívoca, que a adoção de SbN promove reduções expressivas na geração de escoamento superficial, na velocidade dos fluxos e na carga de sedimentos transportados, além de oferecer benefícios colaterais substanciais, como melhoria da qualidade da água, incremento da biodiversidade urbana, redução de ilhas de calor e valorização dos espaços urbanos. A efetividade dessas soluções, entretanto, está fortemente condicionada a fatores como a correta seleção dos locais de implantação, o dimensionamento adequado dos dispositivos, a integração no planejamento urbano e a adoção de práticas contínuas de monitoramento e manutenção.

Entre as principais contribuições deste estudo, destaca-se a sistematização de conhecimentos atualizados sobre a interação entre processos hidrossedimentológicos urbanos e infraestrutura verde, oferecendo uma base teórica e técnica capaz de subsidiar tomadores de decisão, gestores públicos, planejadores urbanos, engenheiros e pesquisadores. O artigo também contribui ao apresentar um panorama crítico das limitações operacionais, institucionais e técnicas associadas à adoção das SbN, além de destacar a necessidade de incorporação dessas estratégias nos planos diretores e nas políticas públicas voltadas à gestão urbana, especialmente nas áreas sujeitas a processos erosivos e a riscos hidrológicos elevados.

Apesar dos avanços promovidos por este estudo, algumas limitações devem ser reconhecidas. Primeiramente, a análise baseou-se predominantemente em dados secundários provenientes de estudos internacionais, o que pode limitar, em certa medida, a generalização dos resultados para contextos urbanos brasileiros, que apresentam realidades socioeconômicas, climáticas e institucionais bastante específicas. Além disso, a ausência de um estudo empírico aplicado, com coleta de dados primários em campo, restringe a possibilidade de validar localmente as performances das SbN em termos de controle de sedimentos e redução de processos erosivos.

Diante dessas limitações, abre-se um campo promissor para pesquisas futuras, que podem se concentrar na realização de estudos empíricos aplicados em bacias urbanas específicas, preferencialmente no contexto brasileiro, considerando diferentes biomas, regimes pluviométricos e dinâmicas urbanas. Além disso, recomenda-se que futuros trabalhos desenvolvam modelagens hidrossedimentológicas integradas a análises econômicas, socioambientais e multicritério, de modo a gerar ferramentas de apoio à decisão mais consistentes e sensíveis às especificidades locais. Outras linhas de investigação relevantes incluem o desenvolvimento de indicadores de desempenho para monitoramento das SbN, a aplicação de inteligência artificial na previsão de processos hidrossedimentológicos e a avaliação dos benefícios não-hidrológicos associados, como os ganhos em saúde pública, bem-estar social e qualidade ambiental.

Por fim, este estudo reforça a compreensão de que a integração entre hidrossedimentologia, infraestrutura verde e soluções baseadas na natureza representa não apenas uma alternativa técnica, mas uma exigência contemporânea diante dos desafios impostos pela urbanização acelerada e

pelas mudanças climáticas. A adoção sistemática dessas soluções tem o potencial de transformar a lógica de gestão dos sistemas urbanos de drenagem, migrando de uma abordagem puramente reativa, centrada na contenção e no escoamento rápido das águas, para uma visão proativa, regenerativa e ecossistêmica, capaz de restaurar os processos naturais, reduzir vulnerabilidades e promover cidades mais resilientes, ambientalmente equilibradas e socialmente inclusivas. Assim, conclui-se que o futuro da gestão hidrossedimentológica urbana depende diretamente da capacidade dos territórios de incorporar, de forma transversal, os princípios da natureza no desenho de suas infraestruturas, seus espaços urbanos e suas políticas públicas.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001 e a Fundação Araucária de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Estado do Paraná – FA pelo apoio recebido.

Referências bibliográficas

BORGHT, Rafael Van Der; PALLARES-BARBERA, Montserrat. Greening to shield: The impacts of extreme rainfall on economic activity in latin american cities. Global Environmental Change, [S.L.], v. 87, 19 p., jul. 2024. Elsevier BV. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2024.102857 . Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S095937802400061X . Acesso em: 19 jun. 2025.

CASTRO, Afonso Celso Vanoni de; ALVIM, Angélica Tanus Benatti. Sustainable Urbanization in Valley-Bottom Areas in Urban Settings: the case of the jaguaré stream basin, são paulo, brazil. Sustainability, [S.L.], v. 16, n. 7, 18 p., 4 abr. 2024. MDPI AG. DOI: http://dx.doi.org/10.3390/su16073018 . Disponível em: https://www.mdpi.com/2071-1050/16/7/3018 . Acesso em: 19 jun. 2025.

MABROUK, M.; HAN, H.; MAHRAN, M.G.N.; ABDRABO, K.I.; YOUSRY, A. Revisiting Urban Resilience: A Systematic Review of Multiple-Scale Urban Form Indicators in Flood Resilience Assessment. ***Sustainability***, [S.L.], v. 16, n. 12, 47 p., 14 jun. 2024. DOI: https://doi.org/10.3390/su16125076 . Disponível em: https://www.mdpi.com/2071-1050/16/12/5076 . Acesso em: 19 jun. 2025.

P, Ambily; N.R, Chithra; C, Mohammed Firoz. A framework for urban pluvial flood resilient spatial planning through blue-green infrastructure. International Journal Of Disaster Risk Reduction, [S.L.], v. 103, 11 p. 104342, mar. 2024. Elsevier BV. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.ijdrr.2024.104342 . Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212420924001043 . Acesso em: 19 jun. 2025.

REHMAN, Asid Ur; GLENIS, Vassilis; LEWIS, Elizabeth; KILSBY, Chris. Multi-objective optimisation framework for Blue-Green Infrastructure placement using detailed flood model. Journal Of Hydrology, [S.L.], v. 638, 16 p., jul. 2024. Elsevier BV. Doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.131571 . Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169424009673?via%3Dihub . Acesso em: 19 jun. 2025.

RILEY, Sequoia; BHUVA, Vatsal; GAMARRA, Carlos; BADOIAN-KRITICOS, Marina. Reducing Energy Burden and Flood Damage Using Energy-Water Nexus Approach. Journal Of Sustainable Development Of Energy, Water And Environment Systems, [S.L.], v. 12, n. 3, p. 1-18, set. 2024. SDEWES Centre. DOI: http://dx.doi.org/10.13044/j.sdewes.d12.0497 . Disponível em: https://www.sdewes.org/jsdewes/pid12.0497 . Acesso em: 19 jun. 2025.

SUN, Qiaochu; KUSHNER, Hannah; YANG, Y.C. Ethan. Identifying barriers to decentralized stormwater infrastructure implementation at different levels of urban flood governance – A case study in Eastern Pennsylvania, US. Environmental Science & Policy, [S.L.], v. 154, 14 p., abr. 2024. Elsevier BV. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2024.103686 . Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1462901124000200 . Acesso em: 19 jun. 2025.

TEICHMANN, Marek; SZELIGOVA, Natalie; FALTEJSEK, Michal; CHVATIK, Stepan. A Tool for Identifying Suitable Places for the Placement of Blue-Green Infrastructure Elements, a Case Study on the Cities of the Moravian-Silesian Region, Czech Republic. Water, [S.L.], v. 16, n. 3, 25 p., 28 jan. 2024. MDPI AG. DOI: http://dx.doi.org/10.3390/w16030424 . Disponível em: https://www.mdpi.com/2073-4441/16/3/424 . Acesso em: 19 jun. 2025.

WANG, Zehao; LI, Zhihui; WANG, Yifei; ZHENG, Xinqi; DENG, Xiangzheng. Building green infrastructure for mitigating urban flood risk in Beijing, China. Urban Forestry & Urban Greening, [S.L.], v. 93, 16 p., mar. 2024. Elsevier BV. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2024.128218 . Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1618866724000153 . Acesso em: 19 jun. 2025.

ZHOU, Kejing; KONG, Fanhua; YIN, Haiwei; DESTOUNI, Geórgia; MEADOWS, Michael E.; ANDERSSON, Erik; CHEN, Liding; CHEN, Bin; LI, Zhenya; SU, Jie. Urban flood risk management needs nature-based solutions: a coupled social-ecological system perspective. **npj Urban Sustain**, [S.L.], v. 4, 12 p., 22 abr. 2024. DOI: https://doi.org/10.1038/s42949-024-00162-z. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/380376956_Urb

an_flood_risk_management_needs_nature-based_solutions_a_coupled_social-ecological_system_perspective. Acesso em: 19 jun. 2025.

ZHOU, Shiqi; ZHANG, Dongqing; WANG, Mo; LIU, Zhiyu; GAN, Wei; ZHAO, Zichen; XUE, Shuaishuai; MÜLLER, Bernhard; ZHOU, Mimi; NI, Xingqiang; WU, Zhiqiang. Risk-driven composition decoupling analysis for urban flooding prediction in high-density urban areas using Bayesian-Optimized LightGBM. Journal Of Cleaner Production, [S.L.], v. 457, 16 p., jun. 2024. Elsevier BV. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.142286 . Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652624017347?pes=vor . Acesso em: 19 jun. 2025.

ÁREA TEMÁTICA:

Hidrossedimentologia em Reservatórios e Barragens

5°CIH

O TRANSPORTE DE SEDIMENTOS PARA O AÇUDE SOBRAL NO MUNICÍPIO DE SOBRAL NO ESTADO DO CEARÁ

Juscelino Chaves Sales[1]

[1]*Universidade Estadual Vale do Acaraú, e-mail:juscelinochaves@hotmail.com*

Palavras-chave: Açude Sobral., transporte de sedimentos., assoreamento.

Resumo

A política da açudagem no semiárido cearense é de grande importância para amenizar os efeitos das secas e fazer com diminua o êxodo rural, fixando o homem no campo. Ao longo dos anos vários reservatórios de açudes que foram construídos na região semiárida do nordeste do Brasil diminuíram a capacidade armazenamento dos seus reservatórios. O transporte de sedimentos para os reservatórios de água dos açudes é um problema que tem que resolvido. O presente trabalho tem como objetivo analisar a situação atual da capacidade do reservatório do Açude Sobral localizado no município de Sobral no Estado do Ceará levando em consideração ao transporte de sedimentos até o reservatório do açude, ressaltando assim a importância de se estudar o assoreamento do reservatório do Açude Sobral. Como metodologia para realizar esse trabalho os dados foram disponibilizados pelo site da FUNCEME (Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos) e do DNOCS (Departamento Nacional de Obras Contra as Secas). Também foram feitas visitas in loco ao Açude Sobral onde foram feitos registros fotográficos. Foi possível concluir que o reservatório do Açude Sobral perdeu 10,2% até o ano de 2025, de sua capacidade máxima de armazenamento de água ao longo dos anos por causa do transporte de sedimentos.

Introdução

O uso da água é que determina as necessidades específicas do recurso e, consequentemente, seu efeito sobre os corpos hídricos (Amorim, 2011).

Os reservatórios são estruturas feitas pelo homem que tem contribuído para a redução dos sedimentos em diversos trechos de rios e consequentemente para os océanos (Fagundes, 2021).

Um reservatório de acumulação de água, serve para reter e armazenar esse excesso de água dos períodos de grandes vazões, a fim de utilizá-la nas épocas de seca. A necessidade do reservatório implica na construção de barragens com os seus inúmeros benefícios, como irrigação, abastecimento de água e outros fins, mas também com algumas consequências maléficas (Fonseca, 2011).

A mudança do estado de equilíbrio do fluxo, ocasionada pela construção de uma barragem em um curso de água, conduz a uma série de transformações no processo fluvial. Dentro do reservatório, a deposição de partículas sólidas trazidas pelo escoamento, é uma delas. É fato que qualquer reservatório, independente de sua finalidade – abastecimento de água, geração de energia, irrigação ou controle de cheias – está sujeito a ter sua capacidade de armazenamento reduzida devido ao assoreamento. O tempo que este processo demora depende da combinação de uma série de fatores, como a quantidade total de sedimentos afluente, o modo de operação do reservatório, a forma e tamanho do reservatório, entre outros (Chella, 2003).

Uma síntese das taxas de assoreamento observadas para reservatórios localizados em diferentes regiões do Brasil foi feita. Verificou-se que os reservatórios brasileiros apresentam taxas de assoreamento inferiores à média mundial de 10% do volume inicial por década. Observou-se ainda que os reservatórios localizados no Estado do Ceará possuem taxas de assoreamento em geral inferiores à média nacional, provavelmente devido às densas redes de reservatórios existentes nas bacias de contribuição. Verificou-se também uma tendência geral de decaimento das taxas de assoreamento com o volume inicial dos reservatórios (Negreiros, 2014).

Pesquisadores analisaram a processos de erosão e assoreamento nos reservatórios e o controle de assoreamento em barragens. (Barbosa, 2014).

A erosão hídrica provocada pela precipitação pode levar ao desprendimento de partículas de solo nas bordas de reservatórios, sobretudo devido ao impacto de gotas de chuva e ao cisalhamento exercido pelo escoamento superficial. As partículas de solo desprendidas são facilmente transportadas pelo escoamento e acumulam-se no fundo dos reservatórios. Esse acúmulo contínuo de sedimentos compromete, ao longo do tempo, a capacidade de geração de energia elétrica do reservatório, resultando em significativas perdas econômicas. O comportamento desses sedimentos a longo prazo é influenciado pelo processo de adensamento (Cavalcante, 2024).

Pesquisadores apresentaram o desenvolvimento de um modelo de sedimentos para a América do Sul que inclui o efeito de reservatórios na propagação dos sedimentos. O modelo foi baseado em uma versão prévia do modelo que não considerava a presença dos reservatórios (Fagundes, 2021).

De acordo com Sales (2024) devido ao transporte de sedimentos para o Açude Carão no município de Tamboril no Estado do Ceará o reservatório do açude perdeu sua capacidade de armazenamento de água.

O Açude Sobral é tem um pequeno reservatório comparado com os grandes açudes e hidrelétricas do Brasil.

Pequenos reservatórios são formados por barragens de porte reduzido que geralmente são construídas no alto curso dos rios, onde existem maiores declividades dos

terrenos, fortes precipitações e, em consequência, maiores descargas sólidas específicas devido às erosões na área de drenagem. Assim, o comportamento sedimentológico de um pequeno reservatório é, de certo modo, diferente do grande reservatório. Enquanto neste as velocidades da corrente são mais reduzidas, no pequeno reservatório há maiores velocidades e menor capacidade. No grande reservatório se depositam as areias, pedregulhos e parte da carga em suspensão afluente, enquanto no pequeno permanece o sedimento grosso, sendo que o sedimento em suspensão é escoado pelo vertedouro e condutos. No entanto o assoreamento se processa mais rapidamente devido a sua pequena capacidade. Então são necessários maiores cuidados na sua proteção, procurando sempre garantir a operacionalidade da tomada d'água para os fins propostos. O controle de sedimento é imperativo (Carvalho, 2000).

No Açude Santo Anastácio que fica localizado dentro do Campus da Universidade Federal do Ceará vem tendo problemas com o aumento do depósito de sedimentos na barragem do açude que irá causar um colapso dessa fonte de água (recurso hídrico) em um pequeno espaço de tempo (Sales, 2018).

O presente trabalho tem como objetivo analisar a situação atual da capacidade do reservatório do Açude Sobral localizado no município de Sobral do Estado do Ceará levando em consideração o transporte de sedimentos (argila, areia etc.) até o reservatório do Açude Sobral que ocorreu durante seus anos de existência.

Metodologia

Os dados foram disponibilizados pelo site da FUNCEME (Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos) que é um órgão ligado à Secretaria de Recursos Hídricos do Estado do Ceará, como também foi feita uma pesquisa de cunho bibliográfico, sendo também utilizado o site do DNOCS (Departamento Nacional de Obras Contra as Secas) para coletar dados do tempo da construção do Açude Sobral, como a sua capacidade de armazenamento na época.

Também foram feitas visitas *in loco* ao Açude Sobral onde foram feitos registros fotográficos das estruturas desse importante recurso hídrico da região Norte do Estado Ceará.

Sedimentos no Açude Sobral

O Açude Sobral foi construído pelo DNOCS (Departamento Nacional de Obras Contra as Secas) e concluído a mais de 100 anos atrás, para minimizar os efeitos das secas no município de Sobral que fica localizado na zona norte do Estado do Ceará no Brasil. O Açude Sobral fica localizado na zona norte do Estado do Ceará a cerca de 225 km da cidade de Fortaleza que é a capital do Estado do Ceará.

Vale ressaltar que o Açude Sobral é mais conhecido como Açude Cachoeira. O Açude Sobral só deixa de sangrar (verter) agua pelo seu vertedouro durante as secas severas que ocorrem na região semiárida do norte do Estado do Ceará, e isso ocorre devido a sua localização, pois o reservatório fica a menos de 2 km do sopé da Serra da Meruoca, e devido a essa localização muito próxima da Serra da Meruoca, as precipitações chuvosas são maiores que em outros locais do município de Sobral.

De acordo com o DNOCS (2024) a capacidade máxima de armazenamento de água no reservatório do Açude Sobral quando ele foi construído era de 4.755000 m^3.

Já de acordo com a FUNCEME (2025) no dia 3 de junho de 2025 a capacidade máxima de armazenamento de água no reservatório do Açude Sobral localizado na região norte do Estado do Ceará era de 4270000m^3.

Baseado nos dados do DNOCS (2024) e da FUNCEME (2025) o reservatório em 2025 só armazenava 89,8% da capacidade total quando o Açude Sobral tinha quando foi construído, ou seja, o reservatório do Açude Sobral perdeu 10,2% de sua capacidade máxima de armazenamento de água ao longo dos seus mais de 100 anos de existência e isso ocorreu devido a transporte de sedimentos ocasionado pela destruição de parte mata ciliar do riacho que foi barrado para construir o açude Sobral. O desmatamento do riacho à montante da barragem do Açude Sobral até a nascente do riacho na Serra da Meruoca vem ocorrendo principalmente pelo uso e ocupação do solo de forma irregular, com o aumento da população que reside próxima ao riacho.

A Figura 1 mostra as condições do Açude Sobral no dia 03 de junho de 2025, totalmente cheio e vertendo (sangrando) na cota 99,01m e sua vazão de perenização era de v=0,0l/s. O volume controlado do Açude Sobral era de 4270000m^3, ou seja, o reservatório estava com o volume do reservatório de 100% com sua capacidade máxima de armazenamento.

Na data (03 de junho de 2025) analisada o Açude Sobral estava sangrando onde pelo cor roxa do triangulo de acordo com a Figura 1 o Açude Sobral estava vertendo água pelo vertedouro (sangradouro), ou seja, estava com a sua capacidade de 100% de armazenamento de agua em seu reservatório.

De acordo com a cor dos triângulos na Figura 1 podemos perceber a capacidade aproximada de todos os reservatórios dos açudes que são monitorados pela Secretaria de Recursos Hídricos do Estado do Ceará onde a FUNCEME (Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos) faz parte dessa secretaria, ressaltando que os que estão com o triangulo de cor roxa estão todos vertendo água pelo vertedouro.

O triângulo de cor cinza mostra que reservatório do açude que seria analisado está com uma capacidade de armazenamento de água de 0 a 10% em seu reservatório na situação muito crítica, ou seja, em seu volume morto ou totalmente seco.

Vale ressaltar que no ano de 2024 houve uma manutenção dada pelo DNOCS (Departamento Nacional de Obras Contra as Secas) Açude Sobral.

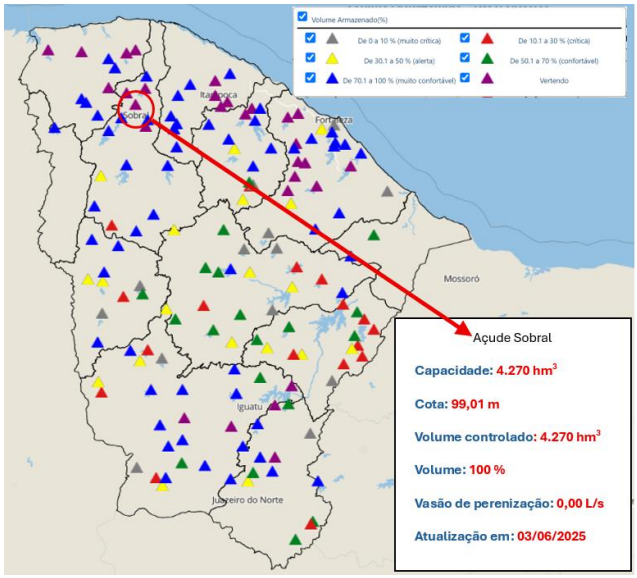


Figura 1: Condições de armazenamento de água do reservatório do Açude Sobral no dia 03 de junho de 2025. Fonte: FUNCEME, 2025.

A Figura 2 mostra o reservatório do Açude Sobral onde foi possível perceber a existia de edificações que foram construídas na margem do açude, como também uma maior quantidade de edificações a cerca de 300m da margem do açude onde o riacho que leva água até o reservatório passa muito próximo das edificações que foram construídas e existe uma maior especulação imobiliária nas margens do Açude Sobral, como também próximo ao riacho que desagua no reservatório do Açude Sobral.
Também foi possível ver a Serra da Meruoca onde está localizada a nascente do riacho que é barrado pelo Açude Sobral. Também foi possível perceber a entrada da água do riacho no reservatório do Açude Sobral, e sobre a entrada do riacho foi construída uma ponte de concreto armado onde passa sobre a ponte uma rodovia carroçal (Figura 2).

Figura 2. Reservatório do Açude Sobral e a Serra da Meruoca onde nasce o riacho que é barrado pelo açude. Fonte: Própria.

A Figura 3 mostra o Açude Sobral vertendo água no mês de maio do ano de 2025, onde foi possível perceber a água passando sobre o vertedouro (sangradouro) estando assim o reservatório do Açude Sobral com sua capacidade máxima de armazenamento de água. Além dos sedimentos que foram transportados ao longo do riacho que é barrado pelo Açude Sobral, foi possível perceber também uma grande quantidade de aguapés que estavam do lado do vertedouro sem puder passar sobre o vertedouro.
A existência dos aguapés decorre da poluição da água do reservatório do Açude Sobral, ou seja, poluição da água do reservatório do Açude Sobral gerou o crescimento de plantas aquáticas.
Também os sedimentos (argila, areia etc.) são transportados até o vertedouro (sangradouro) do Açude Sobral, ou seja, ocorre assoreamento do lado a jusante do vertedouro.
A explicação para o assoreamento em barragens e corpos hídricos próximos é a seguinte: ocorre uma redução significativa da velocidade natural dos recursos hídricos próximos, reduzindo o carregamento de sedimentos, provocando a deposição gradual dos sedimentos (Barbosa, 2014).
Quando se trata do assunto de reservatórios, além das descargas em suspensão existe uma preocupação relevante com o caso dos sedimentos de descarga do leito (Fagundes, 2021).
O vertedouro foi construído como se fosse uma passagem molhada sem manilhas ou aduelas e sim a passagem sobre o vertedouro é constituída de pedra argamassa como se fosse uma pequena (baixa) barragem. A passagem molhada foi construída sobre o vertedouro (sangradouro) devido a construção de uma rodovia para as pessoas terem acesso a outra localidade que existe do outro lado do sangradouro, ou seja foi construída uma rodovia que passa pelo vertedouro, claro que quando o Açude Sobral está vertendo agua pelo vertedouro dificulta o acesso à outra localidade e a passagem é interrompida totalmente quando a lâmina de sangria for mais alta, impedindo a passagem dos veículos (automóveis, bicicletas, motocicletas etc.) sobre o vertedouro.

Figura 3. Açude Sobral vertendo água no mês de maio do ano de 2025.

A barragem de terra do Açude Sobral pode ser vista na Figura 4 no mês de maio do ano de 2025 quando o reservatório do Açude Sobral estava totalmente cheio de água.

Os sedimentos que transportados ao longo dos 100anos de existência do Açude Sobral chegam próximos à barragem diminui assim a profundidade do reservatório de água. Foi possível perceber a existência de uma rodovia com calçamento sobre o coroamento (crista) da barragem. Também foi possível perceber parte da Serra da Meruoca.

Figura 4. Barragem de terra do Açude Sobral e parte da Serra da Meruoca no mês de maio do ano de 2025. Fonte: Própria.

O assoreamento no reservatório do Açude Sobral vem aumentando nos últimos anos por causa dos sedimentos (areia, argila etc.) que foram transportados até o fundo do reservatório diminuindo assim a capacidade de armazenamento de água do reservatório.
O assoreamento é visto como a fase final da sedimentação, a qual inclui, também, a erosão e o transporte das partículas sólidas nos cursos d'água (Fonseca, 2011).
Pesquisadores fizeram uma simulação física do transporte de sedimentos e assoreamento em reservatórios (Chella, 2003).
Faz-se necessário fazer sempre uma batimetria do reservatório do Açude Sobral como também pode se fazer uma modelagem matemática para medir a capacidade de armazenamento de água do reservatório.
Como não é bem conhecida a situação dos reservatórios do país, o Brasil possui diversos reservatórios total ou parcialmente assoreados, por falta de levantamento adequado e divulgação dos dados (Barbosa, 2014).

Comentários finais

Devido ao desmatamento da mata ciliar do riacho que foi barrado pelo Açude Sobral desde a sua nascente na Serra da Meruoca ocorreu um carreamento de sedimentos até a barram do açude Sobral. Vale ressaltar que o riacho nasce na Serra da Meruoca.
O reservatório do Açude Sobral perdeu 10,2% até o día 3 de junho de 2025, de sua capacidade máxima de armazenamento de água ao longo dos seus mais de 100 anos de existência, por causa do transporte de sedimentos (argila, areia etc.).
O tranporte de sedimentos para o reservatório do Açude Sobral para ser analisado é muito difícil porque é um fenômeno complexo

Referências bibliográficas

Amorim, E.C.; Morais, R.L.; Araújo, J.V.G. A Água Subterrânea no Brasil e a Necessidade de uma Gestão Sustentável. XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Maceió, 2011.

Barbosa, J.M.C.; Pinto, R.M.; Castro, M.A.H. Erosão e assoreamento em reservatórios. XII Simpósio de Recursos Hídricos Nordeste. Natal, 2014.

Carvalho, N.O.; Guilhon, L.H.; Trindade, P.A. O assoreamento de um pequeno reservatório - Itiquira, um estudo de caso. RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos Volume 5 n.1. 2000, 69-79.

Cavalcante, A.L.B *et al*. Dinâmica Sedimentar em Reservatórios de Água: Transporte de Sedimentos e Adensamento. In book: Erosão Hídrica e Dinâmica dos Sedimentos em Reservatórios (pp.515)
Edition: 1. Chapter: 21. Publisher: Editora Alta Performance

Chella, M.R.; Oto, J.J.; Povh, P.H. Simulação física do transporte de sedimentos e assoreamento em reservatórios. XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Curitiba, 2003.

DNOCS - Departamento Nacional de Obras Contra as Secas), 2024. Açude Sobral. Disponível em: https://www.dnocs.gov.br/php/canais/recursos_hidricos/fic_tec_reservatorio.php?codigo_reservatorio=343&descricao_reservatorio=A%E7ude+Sobral. Acesso em: 28 dez. 2024.

Fagundes, H.O *et al*. Modelagem de sedimentos com reservatórios em escala continental. XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Belo Horizonte, 2021.

Fonseca, J.M. Assoreamento em Reservatórios estudo de caso da Represa Ribeirão do Torto no Distrito Federal. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Maceió, p.7-11, 2011.

FUNCEME, 2025. Disponível em: http://www.hidro.ce.gov.br/ Acesso em: 23 mai. 2025.

Negreiros, J.R.Q.; Lima Neto, I.E. Simplified relations to estimate sedimentation in reservoirs. REGA – Vol. 11, no. 2, p. 5-15, 2014.

Sales, J.C. O transporte de sedimentos para o Açude Carão no município de Tamboril no Estado do Ceará. In: II FLUHIDROS - Simpósio Nacional de Mecânica dos Fluidos e Hidráulica e XVI ENES - Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, 2024, Curitiba.

Sales, J.C. Analysis of the Santo Anastácio dam, in the Federal University of Ceará, Fortaleza – Brazil. Third International Dam Word Conference. 2018. Foz do Iguaçu.

ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DA DESCARGA SÓLIDA AFLUENTE AOS RESERVATÓRIOS DA BACIA DO RIO PARANAÍBA: EFEITOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Anderson Braga Mendes[1], **Daniel Andres Rodriguez**[2], **Marcos N. Gallo** [3]

[1]Itaipu Binacional, e-mail: abragam@itaipu.gov.br; [2]Universidade Federal do Rio de Janeiro, Programa de Engenharia Civil (PEC), e-mail: daniel.andres@coc.ufrj.br; [3]Universidade Federal do Rio de Janeiro, Programa de Engenharia Oceânica (COPPE), e-mail: marcosgallo@oceanica.ufrj.br

Palavras-chave: Rio Paranaíba; Mudanças climáticas; Aumento da descarga sólida.

Resumo

Este estudo promove um exame de sensibilidade dos reservatórios da bacia do rio Paranaíba ao aumento do aporte de sedimentos afluente a eles em função de cenários de mudanças climáticas, que projetam incremento nas descargas líquidas médias anuais. A análise sinérgica realizada considerou os 64 barramentos e 47 postos de monitoramento hidrossedimentométrico existentes na bacia até 31/12/2024, modelando o comportamento da descarga sólida total média anual afluente para cada um dos empreendimentos a partir de curvas-chaves de sedimentos estabelecidas para os postos de monitoramento. Foram simulados cenários de aumento de 1%, 5% e 10% da vazão afluente aos reservatórios. Os resultados demonstraram que os impactos são variáveis entre os reservatórios, com aumentos da descarga sólida total afluente que atingiram 32,8% no caso do Lago Paranoá, o mais afetado pelo incremento de vazões afluentes dentre todos os empreendimentos analisados. Esse percentual é atribuído à intensa urbanização de sua área de drenagem, já que cerca de 70% dela é ocupada pela cidade de Brasília e demais municípios do seu entorno, contrastando com reservatórios localizados em regiões de menor pressão antrópica, como o de Santa Maria, situado próximo às nascentes do Ribeirão do Torto.

Introdução

O rio Paranaíba é um dos principais cursos d'água da região Centro-Oeste e Sudeste do Brasil. Sua nascente localiza-se na Serra da Mata da Corda, no município de Rio Paranaíba (MG), a 1.148 metros de altitude (ANA, 2022), percorrendo cerca de 1.170 km até sua confluência com o rio Grande, formando o rio Paraná, um dos maiores da América do Sul. Além da relevância hídrica, a bacia do rio Paranaíba é estratégica para o desenvolvimento econômico brasileiro, seja pela produção agropecuária, seja pela geração de energia elétrica. Contudo, a intensificação das atividades humanas e os efeitos das mudanças climáticas colocam em risco a sustentabilidade da bacia, exigindo medidas de gestão integradas e adaptativas.

Caracterização da região em estudo

A bacia hidrográfica do rio Paranaíba abrange predominantemente os estados de Minas Gerais e Goiás, estendendo-se também a porções do Mato Grosso do Sul e do Distrito Federal (CBRH Paraná, 2016). Com área aproximada de 222.776 km², representa cerca de 8% da bacia do rio Paraná (ANA, 2022).

A rede de drenagem é composta por diversos afluentes importantes. À margem direita destacam-se os rios Verde, Meia Ponte, Corumbá e São Marcos; à margem esquerda, os rios São Bartolomeu, Preto e Araguari (MMA, 2006). O regime de escoamento é pluvial, com forte influência do clima tropical, caracterizado por estações de seca e chuva bem definidas – de abril a outubro e de novembro a março, respectivamente (ANA, 2022).

O uso do solo é dominado pela agricultura moderna e pela pecuária, com cultivos de soja, milho, cana-de-açúcar e algodão, além da criação de gado de corte e leiteiro (IBGE, 2023). Essa intensa exploração agrícola e pecuária, associada à supressão da vegetação nativa e à deficiência de práticas conservacionistas, tem provocado processos erosivos e aumento da carga de sedimentos nos rios.

A bacia do Paranaíba também é vital para a geração hidrelétrica no Brasil. Usinas como Itumbiara, Emborcação, Cachoeira Dourada e São Simão integram o Sistema Interligado Nacional (SIN), contribuindo significativamente para a oferta de energia elétrica (ONS, 2022). No entanto, o assoreamento dos reservatórios instalados na bacia constitui um grave desafio à longevidade do Sistema. A deposição excessiva de sedimentos, impulsionada pelo uso inadequado do solo e pelas práticas agrícolas intensivas, compromete a capacidade de armazenamento dos reservatórios, prejudicando tanto a geração de energia quanto o abastecimento público (MMA, 2006; ANA, 2022).

Impactos das mudanças climáticas na bacia do rio Paranaíba

As mudanças climáticas agravam a vulnerabilidade dos sistemas hidrológicos. Na bacia do Paranaíba, estudos indicam que as alterações no clima poderão modificar o regime hidrológico, afetando a disponibilidade hídrica e aumentando a produção de sedimentos (ANA, 2022; CBRH Paraná, 2016).

Simulações baseadas em modelos climáticos do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), conforme apresentadas no Sexto Relatório de Avaliação (AR6), indicam que as vazões médias anuais dos rios da bacia Paraná-Prata, incluindo o Paranaíba, poderão sofrer alterações significativas ao longo do século XXI. As

projeções variam de acordo com os diferentes cenários de emissões (SSP1-2.6, SSP2-4.5, SSP5-8.5), apontando para possíveis reduções ou aumentos nas vazões, com amplitudes que podem alcançar cerca de ±10% a ±20% em relação aos valores históricos, dependendo do modelo e da região específica da bacia (IPCC, 2021; MARENGO et al., 2021). Essas incertezas refletem a complexidade das interações climáticas regionais e destacam a necessidade de abordagens adaptativas e planejamento hidrológico robusto frente às mudanças climáticas. Essa elevação nas vazões pode resultar em impactos positivos, como o aumento da disponibilidade hídrica, mas também em problemas como maior incidência de enchentes, intensificação da erosão e aumento do transporte de sedimentos, com a consequente aceleração dos processos de assoreamento nos reservatórios.

As alterações no regime de chuvas e vazões, combinadas ao uso intensivo do solo, devem intensificar ainda mais os processos de assoreamento dos reservatórios de Itumbiara, Emborcação, São Simão e Cachoeira Dourada, impactando diretamente a eficiência energética e elevando os custos de operação e manutenção (ONS, 2022).

Objetivo deste estudo

O principal objetivo do presente estudo é promover uma análise de sensibilidade dos reservatórios já implantados na bacia do rio Paranaíba no que tange ao aporte de sedimentos à luz das potenciais modificações do regime fluvial vislumbradas devido às mudanças climáticas, sendo a mais significativa dentre elas o incremento das descargas líquidas. Desse modo, será possível inferir, para cada um dos empreendimentos existentes na bacia em questão, e segundo diferentes cenários, o impacto relativo causado por alterações no regime de vazões afluentes no aporte de sedimentos a cada reservatório (em t/ano), já que ambas as grandezas guardam uma relação não-linear entre si. Ressalta-se que neste estudo se considerou que o aumento relativo da descarga sólida afluente a cada barramento se deveu exclusivamente ao aumento da pluviosidade na bacia, acarretando aumento na descarga líquida média anual afluente a cada empreendimento, tendo-se negligenciado a ocorrência do impacto de mudanças no uso do solo com o passar do tempo; ou seja, considerou-se em todos os cenários simulados o uso do solo na bacia do rio Paranaíba o mesmo observado nas últimas décadas, que é o período histórico de medições de descarga sólida.

Dados utilizados

Tendo-se como referência a base de dados de empreendimentos hidrelétricos já instalados na bacia do rio Paranaíba (sub-bacia 60) disponibilizada pela ANA, constatou-se haver, até 31 de dezembro de 2024, 64 barramentos, sendo 22 CGHs (usinas com potência instalada até 5 MW), 20 PCHs (usinas com capacidade instalada entre 5 e 30 MW), 19 UHEs (usinas com potência instalada acima de 30 MW) e três barragens com fim exclusivo para abastecimento humano (ANA, 2025a).

A referida base de dados subsidiou o estudo com informações acerca das características técnicas dos empreendimentos necessárias para o desenvolvimento dos cálculos, tais como área de drenagem, elevação da superfície livre, área e volume dos reservatórios no nível d'água máximo normal, bem como o ano em que cada um deles foi instalado ou iniciou sua operação comercial. Também por meio da mesma base de dados foram obtidas as coordenadas geográficas de cada aproveitamento, essenciais para posicioná-los na bacia de forma a poder identificar quais deles, ao se situarem a montante de outros, estariam promovendo efeitos sinérgicos naqueles a jusante.

Por meio de consulta do banco de dados Hidroweb da Agência Nacional de Águas e Saneamento (ANA), foi identificada na bacia do Rio Paranaíba a existência de 47 postos de monitoramento ativos, sendo que em todos eles havia séries de descarga líquidas médias diárias com histórico estendendo-se de quatro a 74 anos completos de cobertura de dados. Apenas oito deles ou não apresentavam medições de sedimentos ou contavam com poucas medições, cobrindo um intervalo de tempo igual ou inferior a três anos (ANA, 2025b). Nesse último caso, os dados sedimentométricos não foram empregados para que as médias anuais não fossem enviesadas por dados obtidos eventualmente em anos atípicos. Destaca-se que as medições de descarga sólida mais antigas disponíveis datavam do início dos anos 1990. A frequência respeitada para medições de sedimentos em campo, no caso da maioria dos postos considerados, correspondeu a quatro amostragens ao ano.

A Figura 1 exibe a localização espacial de todos os barramentos e dos postos de monitoramento – apenas aqueles utilizados neste estudo – situados na bacia do rio Paranaíba em 31 de dezembro de 2024.

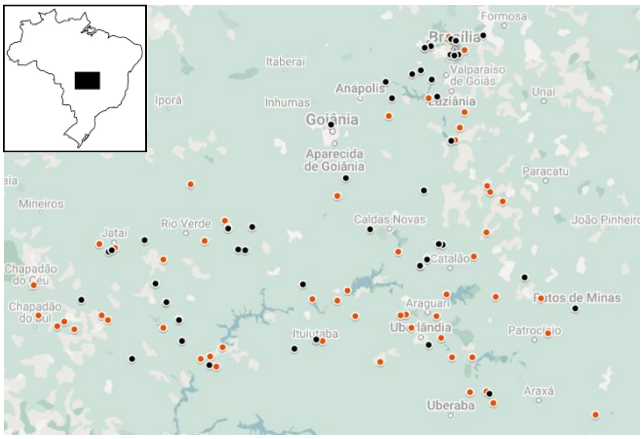


Figura 1: Localização espacial dos barramentos (em vermelho) e dos postos de monitoramento utilizados (em preto) existentes na bacia do rio Paranaíba em 31/12/2024. Fonte: elaborada pelo Autor.

A Tabela 1 apresenta a lista com os barramentos existentes na bacia, identificados por seus nomes mais característicos, tipo de empreendimento, latitude e longitude.

Tabela 1: Barramentos existentes na bacia do rio Paranaíba até 31/12/2024. Fonte: ANA (2025a)

Barramento	Tipo	Lat. (º)	Long. (º)
Agropec. Rio Paraíso	CGH	-17,80	-51,61
Aliança	CGH	-17,91	-51,90
Amador Aguiar I	UHE	-18,79	-48,15
Amador Aguiar II	UHE	-18,66	-48,44
Aporé	CGH	-18,68	-52,59

Barramento	Tipo	Lat. (º)	Long. (º)
Barra dos Coqueiros	UHE	-18,72	-51,00
Batalha (a)	CGH	-17,44	-47,35
Batalha (b)	UHE	-17,35	-47,49
Cach. dos Macacos	CGH	-19,61	-47,46
Cachoeira Dourada	UHE	-18,50	-49,49
Cachoeira Rio Verde	CGH	-17,87	-50,72
Caçu	UHE	-18,53	-51,15
Córrego Barro Preto	CGH	-19,50	-47,73
Corumbá I	UHE	-17,99	-48,53
Corumbá III	UHE	-16,79	-47,94
Corumbá IV	UHE	-16,33	-48,19
Dourados	CGH	-18,48	-47,43
Eletrocéu	CGH	-18,36	-52,64
Emborcação	UHE	-18,45	-47,99
Foz do Rio Claro	UHE	-19,12	-50,64
Espora	UHE	-18,68	-51,87
Fazenda Velha	PCH	-17,97	-51,76
Gameleira (a)	CGH	-16,52	-48,63
Gameleira (b)	PCH	-16,65	-47,83
Goiandira	PCH	-18,14	-48,27
Irara	PCH	-18,07	-51,17
Itumbiara	UHE	-18,41	-49,10
Jataí	PCH	-17,94	-51,73
Lages	CGH	-18,49	-46,93
Lago Azul	CGH	-17,28	-47,53
Lago Paranoá	PCH	-15,80	-47,78
Malagone	PCH	-18,68	-48,50
Martins	PCH	-18,81	-48,39
Miranda	UHE	-18,92	-48,04
Nascer do Sol	CGH	-19,23	-50,59
Nova Aurora	PCH	-18,06	-48,21
Nova Ponte	UHE	-19,13	-47,70
Pai Joaquim	PCH	-19,49	-47,54
Parque Serra Negra	CGH	-18,87	-46,85
Piedade	PCH	-18,69	-49,01
Pissarrão	CGH	-18,69	-48,10
Planalto	PCH	-18,79	-52,38
Poções	CGH	-19,17	-48,73
Pontal do Prata	PCH	-18,74	-52,30
Pratinha	CGH	-19,73	-46,31
Queixada	PCH	-18,73	-51,80
Retiro Velho	PCH	-18,82	-52,18
Rio Descoberto	Abast	-15,78	-48,23
Rochedo	CGH	-17,39	-49,22
Salto	UHE	-18,81	-51,17
Salto Rio Verdinho	UHE	-19,14	-50,75
Salto Morais	CGH	-18,95	-49,38
Santa Luzia	CGH	-18,53	-49,22
Santa Maria	Abast	-15,67	-47,95
São Bartolomeu	PCH	-16,48	-47,78
São Bento	CGH	-17,79	-47,53
São Simão	UHE	-19,02	-50,50
Serra do Facão	UHE	-18,05	-47,68
Tamboril	PCH	-16,79	-47,88
Tapuirama	CGH	-19,13	-47,92
Torto	Abast	-15,70	-47,91
Verde 2	PCH	-17,27	-50,86
Verde 8	PCH	-17,66	-50,48
Ypê	PCH	-17,73	-50,45

A Tabela 2 traz a lista com os postos de monitoramento situados na bacia do rio Paranaíba empregados neste estudo, com seus códigos, anos iniciais e finais das séries de descargas líquidas médias diárias, latitudes e longitudes.

Tabela 2: Postos de monitoramento existentes na bacia do rio Paranaíba até 31/12/2024. Códigos com asterisco indicam estações sem medições de sedimentos ou com histórico de descarga sólida insuficiente. Fonte: ANA (2025b)

Código	Início	Fim	Lat. (º)	Long. (º)
60011000	1976	2024	-18,60	-46,54
60012100	2001	2004	-18,27	-47,11
60190000	2013	2019	-17,92	-48,03
60191000*	2013	2019	-17,91	-48,08
60200600	2013	2019	-18,07	-48,21
60203000	2013	2019	-18,15	-48,28
60229800*	2013	2019	-19,52	-47,50
60381000	1973	2024	-18,99	-48,19
60435000	2020	2023	-15,71	-48,23
60435200	2020	2023	-15,73	-48,17
60435300	2020	2023	-15,75	-48,16
60435400	2020	2023	-15,76	-48,16
60436000	2020	2023	-15,78	-48,23
60436350	2020	2023	-16,02	-48,27
60439500	2020	2023	-16,07	-48,37
60444500	2020	2023	-16,15	-48,67
60444700	2020	2023	-16,33	-48,60
60444850	2020	2023	-16,13	-48,15
60448000	2020	2023	-16,31	-48,09
60454000	2020	2023	-16,79	-47,93
60472240	2020	2023	-15,64	-47,57
60477300	2020	2023	-15,69	-47,93
60477400	2020	2023	-15,71	-47,88
60478200	2020	2023	-15,86	-47,94
60478500	2020	2023	-15,87	-47,90
60478600	2020	2023	-15,86	-47,86
60544990*	2020	2023	-17,33	-48,24
60591000*	2020	2023	-17,75	-48,84
60640100	2020	2023	-16,61	-49,28
60655500	2020	2023	-17,19	-49,12
60680000	1951	2024	-18,35	-49,60
60710900	1951	2024	-17,99	-51,79
60711010	1951	2024	-17,97	-51,76
60765000	1951	2024	-17,73	-50,18
60772000	1951	2024	-17,98	-50,25
60794000	2017	2020	-17,74	-50,45
60798000	2016	2020	-17,97	-50,33
60845000	2016	2020	-18,94	-49,45
60855000	2016	2020	-19,04	-49,70
60891000*	2016	2020	-18,34	-51,26
60895500*	2016	2020	-17,87	-51,38
60902000*	2016	2020	-18,54	-51,14
60904000*	2016	2020	-18,73	-51,00

Código	Início	Fim	Lat. (º)	Long. (º)
60920700	2015	2018	-18,94	-50,97
60925001	2015	2018	-19,21	-50,66
60940000	1972	2024	-18,52	-52,10
60970000	1972	2024	-19,14	-51,53

Metodologia de cálculo

Inicialmente, tendo-se em mãos os dados levantados, foi necessário criar um mapa topológico da bacia do rio Paranaíba, haja vista que era imprescindível identificar quais barramentos estão a montante de outros, além do ano em que foram implantados.

Em seguida, procedeu-se com a determinação, para cada posto de monitoramento, de sua vazão média de longo termo (Qmlt), atentando-se para o preenchimento de eventuais falhas no histórico de dados.

Na sequência, empregaram-se os dados de sedimento existentes para computar a descarga sólida total (Qst) de cada medição em cada posto. Os dados disponibilizados em ANA (2025b) só possibilitaram calcular a Qst pelo Método Simplificado de Colby, o qual foi desenvolvido em 1957 e descrito em detalhe em Carvalho (2008). Por meio desse método, e somando-se as descargas sólidas em suspensão àquelas não-medidas por ele calculadas, determinou-se a descarga sólida total de cada medição de campo. Com esses resultados, foi possível estabelecer curvas-chaves de sedimentos, uma para cada posto, a qual foi aplicada à série de descargas líquidas médias diárias em cada estação para determinar a Qst média anual.

Posteriormente, foi computada para o eixo de cada empreendimento a sua Qmlt correspondente, tendo-se como base as vazões determinadas para as estações. Para os postos de monitoramento situados imediatamente a jusante de barragens, adotou-se como suas Qmlt a vazão média efluente a elas. Nos demais casos, procedeu-se com a ponderação das vazões por área de drenagem de forma a determinar a Qmlt afluente a cada empreendimento, sempre priorizando estações situadas no mesmo corpo hídrico do barramento de maneira a minimizar interferências devidas à heterogeneidade das sub-bacias envolvidas. Quando não havia estações hidrossedimentométricas em determinado rio com reservatórios instalados, optou-se por adotar postos situados em cursos d'água geograficamente próximos e com características semelhantes – ex.: estações localizadas em trechos de cabeceiras, médios ou próximos à foz (a depender de cada caso); em regiões com demografia similar ou; áreas com topografia e/ou uso do solo parecidos, segundo imagens de satélite disponíveis em Google Earth (2025).

No caso da Qst média anual afluente a cada reservatório, foi necessário atentar ao fato de que a Qst determinada para postos de monitoramento localizados a montante de um barramento não poderiam ser adotados diretamente de forma a estabelecer a Qst afluente a ele por meio de uma simples correção por áreas de drenagem. Na maioria das situações, esses empreendimentos se situavam a jusante de outros quando de suas implantações na bacia e, por isso, estavam sujeitos aos efeitos sinérgicos da retenção de sedimentos efetuada por aqueles de montante.

De forma a reproduzir o transporte de sedimentos na cascata de reservatórios visando assegurar o balanço de massa em todo o domínio da simulação, para cada um dos empreendimentos foi inicialmente determinada a eficiência de retenção de sedimentos. Para isso, foi adotada a curva de Churchill para os reservatórios com área em seu nível d'água (N.A.) máximo normal operacional igual ou inferior a 30 km² ou a curva média de Brune no caso dos reservatórios com área no N.A. máx. normal superior a 30 km², conforme sugerido em Carvalho et al. (2000). Assim, estabeleceu-se a eficiência de retenção de sedimentos (Er) de cada reservatório quando de sua implantação ou início operacional.

Portanto, de posse: a) do mapa topológico com a disposição de cada empreendimento na bacia do rio Paranaíba; b) da Qmlt no eixo de cada barramento; c) da Er de cada barragem; d) da área de drenagem de cada aproveitamento e; e) da Qst média anual nos postos hidrosssedimentométricos na bacia, procedeu-se com o cômputo da Qst média anual afluente às 64 barragens elencadas no presente estudo, sendo que cada caso foi analisado de forma particularizada.

Quando um ou mais postos de monitoramento se situavam a montante de um empreendimento, não havendo nenhum outro entre eles, foi possível inferir a Qst média anual afluente a ele adotando-se diretamente a correção por área de drenagem. Quando, em algum momento ao longo do histórico dos dados do referido posto, fora implantado algum outro barramento de tal forma que esse último viesse a reter sedimentos que afluiriam ao primeiro, optou-se por calcular a Qst média anual afluente ao primeiro considerando o histórico de dados até o ano da implantação do outro.

Entretanto, em grande parte dos casos, os reservatórios foram instalados na bacia quando já havia uma ou mais barragens à sua montante. Nessa situação, fez-se necessário proceder com os cálculos de montante para jusante na bacia de tal forma que a Qst média anual afluente a um reservatório de jusante correspondesse à(s) efluência(s) do(s) reservatório(s) imediatamente de montante somada(s) à descarga sólida determinada para a sua área de drenagem incremental (entre o aproveitamento de jusante e aqueles situados imediatamente à sua montante). A Qst média anual na área incremental foi obtida pelo produto da área de drenagem incremental entre barramentos (em km²) com o fator de produção de sedimentos (em t/ano/km²), esse último determinado tendo-se como base todos os postos de monitoramento hidrossedimentométricos situados a montante do barramento sob análise na bacia, computado de forma ponderada em relação a suas áreas, estando eles não-sujeitos aos impactos de reservatórios a montante. Desse modo, assegurou-se o balanço de massa ao longo de todo o estudo. Vale lembrar que, nesses casos de sinergia entre aproveitamentos, foi imprescindível calcular inicialmente a Qst média anual afluente nos reservatórios de montante, haja vista que as descargas sólidas efluentes a eles correspondiam à suas afluências totais subtraídas de suas eficiências de retenção de sedimentos (Er), calculadas ou pela curva de Churchill ou pela curva média de Brune.

Assumiu-se que em toda a cascata de empreendimentos ocorre o uso não-consuntivo da água, i.e., não há captação

em seus reservatórios, bem como negligenciou-se qualquer parcela de infiltração ou evaporação. Outra simplificação foi a consideração de que as descargas médias de longo termo afluentes a cada reservatório, tanto as líquidas quanto sólidas, correspondiam ao ano em que eles foram ou instalados ou iniciaram sua operação comercial (a depender da informação disponível), independentemente dos anos iniciais e finais dos históricos dos postos de monitoramento empregados. Ademais, por praticidade, considerou-se a Er de cada reservatório constante ao longo do tempo e igual àquela computada quando de sua implantação ou início operacional, i.e., antes do início do processo de assoreamento. Por fim, mesmo sabendo-se que ao determinar descargas sólidas médias anuais por meio da correlação de áreas de drenagem pode-se incorrer em erros muito maiores que aqueles observados quando da utilização do mesmo método para determinar a Qmlt, optou-se por essa estratégia. Justifica-se essa abordagem pelo fato do objeto deste estudo não ser a determinação das Qst médias anuais afluentes aos empreendimentos, mas sim analisar, sob os mesmos parâmetros, como que um eventual aumento da descarga líquida (Qmlt) afluente a cada barramento ao longo da próximas décadas poderá afetar as Qst médias anuais afluentes em termos relativos, e não absolutos. Desse modo, é possível garantir a isonomia metodológica quando da simulação de cenários futuros de variação da Qmlt.

Uma vez estabelecidas todas as interdependências entre os 64 barramentos e os 47 postos de monitoramento hidrossedimentométrico na bacia do rio Paranaíba, procedeu-se com a simulação de cenários, tendo-se em mente todas as assunções citadas no item anterior e aliadas ao fato de que foram considerados fatores para maximização das vazões iguais em todos os eixos dos barramentos.

Conforme dito anteriormente, adotou-se o ano de enchimento ou o início operacional de cada reservatório como instante inicial da atribuição da média histórica das descargas líquidas afluentes a cada um deles. Logo após, foram considerados fatores multiplicativos de forma a exprimir aumentos de 1%, 5% e 10%. Enfatiza-se que esses fatores não foram empregados sobre os valores finais consolidados de Qmlt dos empreendimentos, mas sobre todos os registros das séries históricas médias diárias de descarga líquida de todos os postos de monitoramento considerados. Assim, para cada cenário foram recalculados os novos valores de Qmlt e Qst média anual afluente a cada barramento a partir das séries históricas, tendo-se em conta o fato de que as curvas-chaves de sedimento não guardam relação linear entre as duas grandezas, evitando-se assim o amortecimento indesejado dos picos de transporte de sedimento durante períodos de cheias, o que frequentemente ocorre ao se empregar o valor da Qmlt diretamente na curva-chave de sedimentos para determinar a nova Qst média anual afluente.

A Tabela 3 traz os resultados das simulações dos três cenários considerados, e para todos os 64 barramentos situados na bacia do rio Paranaíba em 31/12/2024.

Tabela 3: Aumento da Qst média anual afluente a cada um dos 64 barramentos existentes na bacia do rio Paranaíba até 31/12/2024 (em %), segundo os três cenários simulados de aumento da descarga líquida média anual afluente: 1%, 5% e 10%

Barramento	+1% Q	+ 5% Q	+10% Q
Agropec. Rio Paraíso	2,37	12,18	25,18
Aliança	2,54	13,11	27,23
Amador Aguiar I	2,73	14,11	29,34
Amador Aguiar II	2,73	14,11	29,34
Aporé	2,34	12,00	24,79
Barra dos Coqueiros	2,37	12,19	25,20
Batalha (a)	2,75	14,22	29,59
Batalha (b)	2,75	14,22	29,59
Cach. dos Macacos	2,73	14,11	29,34
Cachoeira Dourada	2,82	14,62	30,55
Cachoeira Rio Verde	2,26	11,56	23,83
Caçu	2,37	12,19	25,21
Córrego Barro Preto	2,73	14,11	29,34
Corumbá I	2,58	13,31	27,72
Corumbá III	2,43	12,50	25,93
Corumbá IV	2,42	12,44	25,79
Dourados	2,75	14,22	29,59
Eletrocéu	2,35	12,05	24,91
Emborcação	2,75	14,22	29,59
Foz do Rio Claro	2,37	12,18	25,18
Espora	2,35	12,05	24,91
Fazenda Velha	2,54	13,11	27,23
Gameleira (a)	2,46	12,70	26,36
Gameleira (b)	2,99	15,54	32,63
Goiandira	2,78	14,42	30,13
Irara	2,37	12,18	25,18
Itumbiara	2,67	13,78	28,69
Jataí	2,37	12,18	25,18
Lages	2,75	14,18	29,49
Lago Azul	2,75	14,22	29,59
Lago Paranoá	3,00	15,61	32,80
Malagone	1,76	8,91	18,16
Martins	1,76	8,91	18,16
Miranda	2,73	14,11	29,34
Nascer do Sol	1,95	9,96	20,41
Nova Aurora	2,78	14,42	30,13
Nova Ponte	2,73	14,11	29,34
Pai Joaquim	2,73	14,11	29,34
Parque Serra Negra	2,75	14,18	29,49
Piedade	2,95	15,35	32,17
Pissarrão	2,73	14,11	29,34
Planalto	2,34	12,00	24,79
Poções	2,95	15,35	32,17
Pontal do Prata	2,34	12,00	24,79
Pratinha	2,75	14,18	29,49
Queixada	2,35	12,05	24,91
Retiro Velho	2,34	12,00	24,79
Rio Descoberto	1,72	8,75	17,83

Barramento	+1% Q	+ 5% Q	+10% Q
Rochedo	2,75	14,25	29,73
Salto	2,37	12,18	25,18
Salto Rio Verdinho	2,37	12,18	25,18
Salto Morais	2,95	15,35	32,17
Santa Luzia	2,95	15,35	32,17
Santa Maria	1,70	8,59	17,47
São Bartolomeu	2,99	15,54	32,63
São Bento	2,75	14,22	29,59
São Simão	2,77	14,35	29,98
Serra do Facão	2,75	14,22	29,59
Tamboril	2,99	15,54	32,63
Tapuirama	2,73	14,11	29,34
Torto	1,70	8,59	17,47
Verde 2	2,26	11,56	23,83
Verde 8	2,26	11,56	23,83
Ypê	2,26	11,56	23,83

A Figura 2 exibe um gráfico de probabilidades, considerando o espaço amostral dos 64 reservatórios considerados e para os três cenários distintos. Exemplificando o processo de interpretação desse gráfico, no cenário '+10% Q' cerca de 80% (probabilidade de 0,8) dos reservatórios na bacia exibiram aumento de Qst média anual afluente igual ou superior a 25%.

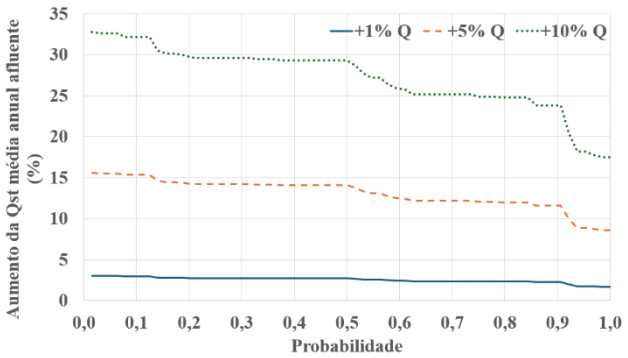


Figura 2: Gráfico de probabilidades, considerando o espaço amostral dos 64 reservatórios considerados e para os três cenários distintos.

Considerações finais

Pela análise dos resultados das simulações, observou-se aumento significativo da Qst média anual afluente em todos os empreendimentos na bacia do rio Paranaíba segundo os três cenários considerados. O reservatório que apresentou os menores incrementos de Qst em todos os cenários foi o Santa Maria: 1,7%, 8,6% e 17,5%, respectivamente. Em contrapartida, o que exibiu os maiores percentuais foi o Lago Paranoá: 3,0%, 15,6% e 32,8%, respectivamente. Destaca-se que ambos os empreendimentos se situam no extremo de montante da bacia, na região do Distrito Federal. Infere-se que a disparidade se deveu ao fato de que o reservatório de Santa Maria, cuja finalidade é para abastecimento da cidade de Brasília, possuir uma área de drenagem reduzida (101 km²) e estar situado muito próximo às nascentes do Ribeirão do Torto, sendo por isso uma zona sob baixa pressão antrópica. Por outro lado, o Lago Paranoá possui cerca de 70% de sua área de drenagem de 1.034 km² ocupada pela urbanização da cidade de Brasília e municípios vizinhos. Merece destaque o fato de, apesar de ambos os barramentos se posicionarem nos dois extremos da análise, o reservatório de Santa Maria fazer parte da área de drenagem do Lago Paranoá, o que realça a relevância inconteste da ação humana no âmbito dos estudos sedimentológicos. Apenas como ilustração, seria necessário haver um aumento de apenas 26% da descarga líquida afluente ao Lago Paranoá para que dobrasse sua Qst média anual afluente, enquanto deveria ocorrer um aumento de 52% da Qmlt afluente ao reservatório de Santa Maria para que o mesmo fenômeno fosse nele observado. Como visto, o aumento das vazões nos rios da bacia devido às mudanças climáticas repercute de forma desproporcional na produção de sedimentos. Isso implica na redução da vida útil dos aproveitamentos antes do prazo previsto em seus projetos, sobretudo pelo efeito sinérgico existente em toda a cascata.

Referências bibliográficas

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA); 2022. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2022: Informativo Especial - Bacias Hidrográficas. Brasília, v. 99, p. 4-7. Disponível em: https://www.gov.br/ana/pt-br. Acesso em: 26 abr. 2025.

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA); 2025a. Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH). Disponível em: https://portal1.snirh.gov.br/ana/apps/webappviewer/index.html?id=5094e51beb90418aab741d9dc56ddeb9. Acesso em: 6 jan. 2025.

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA); 2025b. HidroWeb: sistemas de informações hidrológicas. Disponível em: http://hidroweb.ana.gov.br. Acesso em: 10 mar. 2025.

Carvalho, N. O.; Filizola Júnior, N. P.; Santos, P. M. C.; Lima, J. E. F. W.; 2000. Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios. Brasília: ANEEL.

Carvalho, N. O.; 2008. Hidrossedimentologia prática. Rio de Janeiro. Editora Interciência, 2ª ed.

Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Paraná (CBRH Paraná); 2016. Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Paraná. Brasília, v. 102, p. 12-18.

Google Earth; 2025. Disponível em: http://earth.google.com/. Acesso em: 27 mar. 2025.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2023. Produção agrícola municipal 2023. Rio de Janeiro, v. 87, p. 56-72.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC); 2021. Sixth Assessment Report (AR6): Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Cambridge University Press.

Disponível em: https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1. Acesso em: 2 jun. 2025.

Marengo, J. A.; Alves, L. M.; Alvalá, R. C. S.; Cunha, A. P.; Brito, S.; Moraes, O. L. L.; 2021. Mudanças climáticas e eventos extremos no Brasil: cenários e impactos. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações (MCTI). 104 p. Ministério do Meio Ambiente (MMA); 2006. Mudanças climáticas e recursos hídricos: Impactos e adaptação. Brasília, v. 85, p. 8-21.

Operação Nacional do Sistema Elétrico (ONS); 2022. Relatório de acompanhamento da operação hidráulica 2022. Brasília, v. 89, p. 5-10. Disponível em: https://www.ons.org.br/. Acesso em: 26 abr. 2025.

RUPTURA DE BARRAGENS EM CASCATA E MOBILIZAÇÃO DE SEDIMENTOS

George Leite Mamede[1], Jued Lomba Purna[2], Sandy Kelly Monteiro de Menezes[3] & Emilly Martins Silveira[4]

[1]Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira, e-mail: mamede@unilab.edu.br; [2]Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira, e-mail: jued@aluno.unilab.edu.br; [3]Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira, e-mail: sandyfemo@gmail.com; [4]Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira, e-mail: emilly.martins@unilab.edu.br

Palavras-chave: Desenvolvimento da fenda; Caracterização geométrica de barragens; Sensoriamento remoto.

Resumo

A pesquisa tem como objetivo simular a ruptura de barragens em cascata em uma rede de 15 reservatórios da bacia hidrográfica do Curú e seus efeitos na mobilização de sedimentos do corpo do maciço. A simulação do escoamento superficial foi realizada com o modelo HEC-HMS para a curva IDF da estação meteorológica de Pentecoste. A modelagem hidráulica da ruptura das barragens foi realizada com o HEC-RAS. Os resultados indicam que vazões elevadas com tempos de retorno superiores a 100 anos são potenciais desencadeadores de ruptura de barragens em cascata. Os estudos também mostram que apesar dos reservatórios maiores conseguirem atenuar ondas de cheia resultantes de ruptura de barragens menores em cascata, ainda estão sujeitos a ruptura para eventos extremos. Os resultados mostram ainda uma grande mobilização de sedimentos dos maciços de terra em processos de ruptura de barragens em cascata.

Introdução

O Estado do Ceará apresenta uma densa rede de reservatórios superficiais, sendo a maioria de pequeno e médio porte com capacidades de armazenamento inferiores a 1hm³, dispostas em cascata (Maia et al., 2025). As pequenas barragens são, em geral, construídas sem estudos hidráulicos e hidrológicos de eventos extremos para dimensionamento do vertedor e maciço e sem análise de estabilidade de taludes, deixando-a mais vulnerável a ocorrência de ruptura por galgamento ou *piping*.

Com o intuito de entender melhor o processo de ruptura de pequenas barragens do semiárido e os efeitos na dinâmica de sedimentos remobilizados e transportados a jusante, estudou-se em detalhes os efeitos na topografia de leito e o processo de desenvolvimento da fenda na barragem do açude Escola, que rompeu em 23 de abril de 2020. As informações geométricas da fenda foram então usadas para simular os riscos de ruptura em uma rede de 15 pequenas barragens do Semiárido Brasileiro e estimar a quantidade de material mobilizado do corpo do maciço destas estruturas de armazenamento hídrico.

Material e Métodos

A área do estudo do presente trabalho está inserida na bacia hidrográfica do Curu (Figura 1), incluindo: a Bacia Experimental do Vale do Curu (BEVC), pertencente à Universidade Federal do Ceará, com área de contribuição de 2,6 km²; e a Bacia Hidrográfica do Riacho Nogueira (BHRN), localizado na margem esquerda do rio Canindé, principal afluente do rio Curu. A BHRN apresenta uma rede com 15 reservatórios para armazenamento hídrico, com áreas das bacias hidráulicas variando de 0,23 a 54,9 ha. O clima da região é quente e semiárido com chuvas irregulares distribuídas de fevereiro a maio.

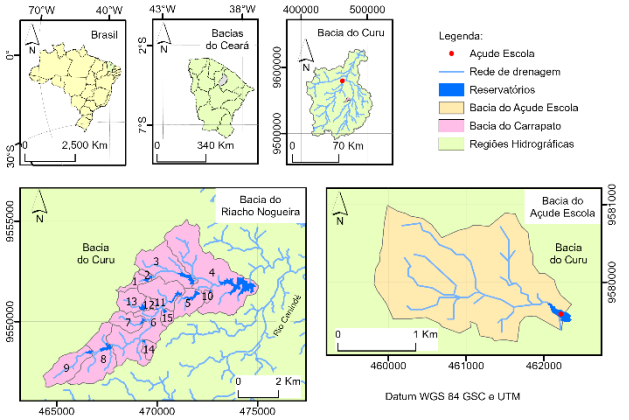


Figura 1: Localização da área do estudo, com destaque para a Bacia Experimental do Vale do Curu (BEVC) e a Bacia Hidrográfica do Riacho Nogueira (BHRN).

Para estimativa de alterações na topografia de leito decorrentes de processos erosivos durante o rompimento da barragem do açude Escola em 2020, comparou-se os Modelos Digitais de Elevação (MDEs) gerado em levantamento topográfico realizados antes (2017; Silveira, 2019) e após (2021) o colapso da estrutura. O MDE é resultante da combinação de três bases de dados: uma estação total Topcon ES-105 para detalhamento do terreno sobretudo ao longo do perfil longitudinal do reservatório; um Sistema Global de Navegação por Satélite – GNSS, com o GNSS Trimble R6 RTK, para correções entre aerolevantamento e as condições no terreno; e uma Aeronave Remotamente Pilotada (ARP) do tipo multirotor (modelo Mavic 2 Pro DJI), para levantamento topográfico da área do reservatório.

O processo de ruptura de pequenas barragens foi simulado utilizando-se de forma combinada os modelos HEC-HMS

(Hydrologic Engineering Center - Hydrologic Modeling System; USACE, 2000) na simulação da cheia máxima e HEC-RAS (Hydrologic Engineering Center - River Analysis System; USACE, 2016) na simulação do processo de formação da fenda no colapso da barragem.

A caracterização dos atributos hidrológicos das bacias hidrográficas das barragens estudadas foi realizada via processamento de dados altimétricos da base *Copernicus* (*European Space Agency*, 2024) aplicando ferramentas dos Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) do *software* ArcGis Pro. O tempo de concentração (*Tc*) nas bacias hidrográficas estudadas foi calculado usando a equação de Kirpich modificada (Equação 1).

$$Tc = 0{,}0663 \cdot CR^{0{,}77} \cdot S^{-0{,}385} \quad (1)$$

Onde: CR é o comprimento do rio principal (km); e *S* é a declividade média do rio principal (m/m).

Para estimativa do hietograma da chuva que resultou na ruptura da barragem do açude Escola, utilizou-se a equação de intensidade-duração-frequência (IDF) do posto pluviométrico Pentecoste (Equação 2), localizado na Fazenda Experimental da UFC onde ocorreu o desastre (RODRIGUES et al., 2008).

$$i = \frac{2246 \cdot Tr^{0{,}185}}{(D+18)^{0{,}95}} \quad (2)$$

Onde: *i* é a intensidade associada ao tempo de concentração da bacia (mm/h); *Tr* é período de retorno (anos); e *D* é a duração da chuva de projeto (min).

As equações propostas por Froehlich (2008) foram usadas para caracterização do desenvolvimento da fenda no processo de ruptura da barragem, incluindo tempo de desenvolvimento da fenda t_f (Equação 3) e largura média da fenda B_{ave} (Equação 4)

$$t_f = 63.2 \cdot \sqrt{\frac{V_w}{g\, {h_b}^2}} \quad (3)$$

$$B_{ave} = 0.27\, K_o\, V_w\, {h_b}^{0.04} \quad (4)$$

Onde: V_w é o volume do reservatório no instante de início da rupture (m³); *g* é a aceleração da gravidade (m.s^{-2}); h_b é a altura final da fenda (m); e *Ko* é uma constante (1,3 para falha por galgamento ou 1,0 para *piping*).

Para estimativa do volume do maciço de terra erodido no processo de desenvolvimento da fenda, utilizou-se a Equação 5, proposta por MacDonald e Langridge-Monopolis (Wahl, 1998), para barragens de terra:

$$V_{eroded} = 0.0261 (V_{out} h_w)^{0.769} \quad (5)$$

Onde: V_{out} é o volume de água que passa pela fenda(m³); e h_w é a profundidade da água acima da base da fenda (m). Assumimos que V_{out} é o volume do reservatório no momento que inicia a ruptura adicionado ao volume afluente e subtraído da vazão vertida durante o processo de formação da fenda. Neste estudo, admitiu-se que a ruptura ocorre por galgamento quando o nível d'água excede a cota de coroamento da barragem.

Resultados e discussão

Com base no MDE da topografia de leito do açude Escola, gerado com base em técnicas de levantamento de solo (GNSS e Estação Total) e aéreo (ARP), foi possível caracterizar a topografia de leito do reservatório e a geometria da fenda (Figura 2). A largura média da fenda estimada com base nos dados topográficos levantados foi de 18,75 m, enquanto o valor computado pelo modelo com base nos dados de altura do maciço e volume do reservatório no momento do colapso foi de 16,10 m. Já o volume de sedimentos erodidos do maciço de terra na ruptura foi de 923 m³, enquanto o valor estimado com a Equação 5 foi pouco superior, 1.136 m³. Outros detalhes da ruptura do açude Escola pode ser encontrado em Mamede *et al*. (2024).

a) b)

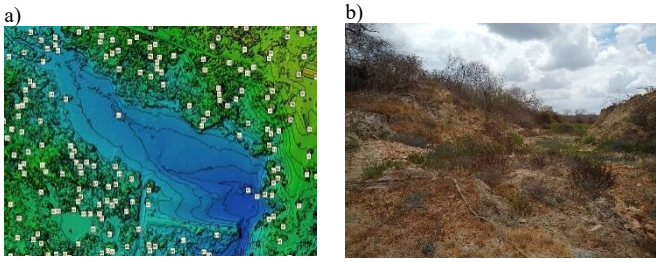


Figura 2: Caracterização da topografia de leito do açude Escola após ruptura (a) e vista de montante da fenda gerada no colapso da estrutura (b).

A simulação de ruptura das barragens da rede de reservatórios da BHRN foi, então, realizada para avaliar os impactos de ruptura em cascata, com picos de vazão na entrada (HEC-HMS) e na saída (HEC-RAS) destes reservatórios apresentados na Tabela 1. A Figura 3 ilustra os esquemas com as conexões da rede de reservatórios e destaca as ocorrências de ruptura em cascata para os diferentes tempos de retorno (100, 1.000 e 10.000 anos).

De acordo com os resultados da Tabela 1 e esquemas da Figura 3, os reservatórios mais a jusante, quando dispostos em cascata, conseguem atenuar ondas de cheia resultantes de ruptura das barragens menores de montante, como se observa na cascata dos açudes 1, 2 e 3 (jusante para montante), ou ainda no caso da cascata dos açudes 5 e 4 (jusante para montante).

Tabela 1: Vazões de pico na entrada (HEC-HMS) e saída (HEC-RAS) dos 15 açudes estudados na BHRN, com rupturas das barragens destacadas em negrito

Açude	Q_p - entrada (m³/s)			Q_p - saída (m³/s)		
	100	1.000	1.0000	100	1.000	10.000
1	11,0	19,3	32,3	**56,6**	**67,2**	**80,6**
2	58,3	71,9	90,8	31,3	**79,4**	**96,3**
3	69,1	123,0	169,9	34,7	69,5	**669,7**
4	833,6	972,0	1613,8	178,4	**815,2**	**1359,2**
5	378,4	517,4	835,0	**755,2**	**892,2**	**1025,3**
6	107,5	397,8	773,8	**400,9**	**490,8**	**755,0**

7	22,6	39,7	65,8	18,3	34,2	**198,0**
8	57,9	111,4	243,7	42,8	**87,4**	**446,0**
9	18,6	38,8	72,0	17,0	37,7	**127,3**
10	3,4	7,7	14,9	2,3	5,9	12,1
11	3,0	5,2	8,6	2,4	4,3	7,2
12	7,3	12,7	21,1	6,8	12,0	**33,2**
13	27,9	48,9	81,2	14,9	30,1	**194,6**
14	13,0	22,8	38,0	10,2	**42,5**	**60,6**
15	11,9	20,7	34,2	5,3	208,9	**225,9**

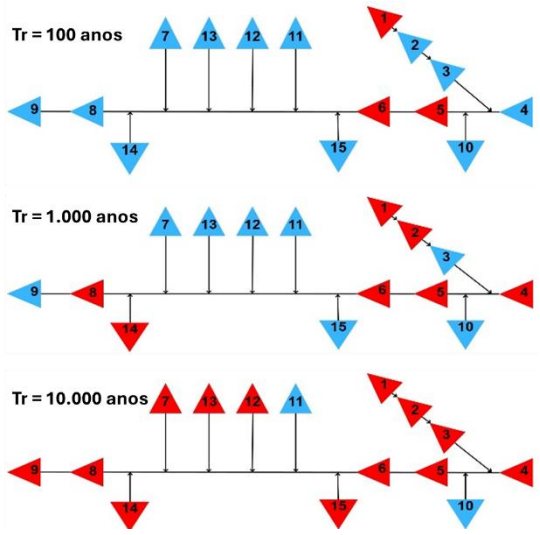


Figura 3: Esquema de conexões da rede de reservatórios da BHRN, com destaque para as rupturas ocorridas em cascata para os tempos de retorno de 100, 1.000 e 10.000 anos.

Com base nas simulações de ruptura de barragens na rede de 15 reservatórios da BHRN, estimaram-se os volumes de sedimentos erodidos dos maciços de terra no processo de desenvolvimento da fenda (Tabela 2). Os resultados indicaram uma elevada remobilização de sedimentos que são transportados para jusante assoreando outros reservatórios da rede, sobretudo em eventos mais extremos com *Tr* de 10.000 anos.

Tabela 2: Volumes de sedimentos erodidos das 15 barragens da BHRH e transportados para jusante

Açude	Volume erodido da barragem (m³)			
	100	1.000	10.000	Total
1	433	637	908	1.978
2	0	604	828	1.432
3	0	0	8.139	8.139
4	0	25.866	33.508	59.374
5	12.144	16.835	24.857	53.837
6	6.759	11.540	18.811	37.111
7	0	0	1.922	1.922
8	0	0	6.225	6.225
9	0	0	1.603	1.603
10	0	0	0	0
11	0	0	0	0
12	0	0	252	252
13	0	0	2.112	2.112
14	0	290	451	740
15	0	1.546	1.745	3.291
Total	19.337	57.318	101.362	178.017

Conclusões

Os principais resultados deste estudo estão destacados a seguir:

• A aplicação combinada de modelos hidrológico (HEC-HMS) e hidráulico (HEC-RAS), permitiu simular a geração da cheia na bacia hidrográfica que induziu o rompimento da barragem e o processo de desenvolvimento da fenda de forma coerente, resultando em uma seção com características similares às levantadas em campo;

• A simulação hidrológica/hidráulica realizada em uma rede de pequenos reservatórios indicou que eventos extremos associados a tempos de retorno superiores a 100 anos podem desencadear ruptura em cascata;

• As rupturas de barragem em cascata mobilizam grandes quantidades de sedimentos erodidos do corpo do maciço, que são transportados para jusante e impactam diretamente os corpos hídricos receptores, com maior severidade para eventos mais extremos (*Tr* = 10.000 anos).

Agradecimentos

Os autores agradecem à Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP, Processo nº UNI-0210-00025.01.00/23) pelo financiamento da pesquisa.

Referências bibliográficas

European Space Agency (2024). Copernicus Global Digital Elevation Model. Distributed by OpenTopography. https://doi.org/10.5069/G9028PQB. Accessed: 2024-01-01.

Maia, L.P.; Mamede, G.L.; Medeiros, P.H.A.; Da Silva, E.M.R; Vasconcelos, F.P.; Soares, J.B.; 2025. Políticas Públicas na Gestão Integrada da Zona Costeira no Estado do Ceará: contribuições do Programa Cientista Chefe. Revista DELOS, Curitiba, v.18, n.64, pp. 1-20.

Mamede, G.L.; De Menezes, S.K.M; Biziami, V.B.M.; Da Silva, A.M.; Purna, J.L.; Silveira, E.M.; 2024. Ruptura de barragem em pequeno reservatório do semiárido e os impactos das mudanças climáticas. Anais do IV Encontro Nacional de Desastres, Curitiba, ISSN 2764-9040.

Rodrigues, J.O.; Andrade, E.M.; Oliveira, T.S.; Lobato, F.A.O.; 2008. Equações de Intensidade – duração – frequência de chuvas para as localidades de Fortaleza e Pentecoste, Ceará. Scientia Agraria. Curitiba, v. 9, n. 4, pp. 511-519.

USACE; 2000. HEC-HMS Hydrologic Engineering Center - Hydrologic Modeling System. Technical Reference Manual, CPD-74B. US Army Corps of Engineers, USA

USACE; 2016. HEC-RAS Hydrologic Engineering Center - River Analysis System. User Manual. US Army Corps of Engineers, USA.

Wahl, T.L.; 1998. Prediction of embankment dam breach parameters - A literature review and needs assessment. Dam Safety Rep. No. DSO-98-004, U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Reclamation, Denver.

HYDROSEDIMENTOLOGICAL MODELING IN THE CABUÇU-PIRAQUÊ RIVER DIKE PROJECT: A PROPOSAL FOR SEDIMENT MANAGEMENT

Juliana Fernandes Farias

[1]*Universidade Veiga de Almeida, e-mail: 1240118452@veigadealmeida.edu.br;*

Keywords: Sediment management; urban drainage; hydraulic engineering.

Abstract

This study examines the absence of integrated sediment management solutions in the Cabuçu-Piraquê River Dike project, located in Jardim Maravilha (West Zone of Rio de Janeiro). The lack of predictive sediment transport modeling, retention structures, and a preventive dredging plan significantly compromises the efficiency, durability, and sustainability of the planned drainage infrastructure, potentially exacerbating sediment accumulation, contaminant redistribution, and long-term maintenance costs. Through a comprehensive literature review, secondary data analysis, and hydrosedimentological risk assessment, this study identifies key deficiencies that hinder the system's effectiveness in managing sediment transport. The absence of integrated strategies for sediment retention and controlled removal leads to accelerated silting of reservoirs and drainage channels, reducing the infrastructure's operational lifespan and increasing environmental vulnerability.

To address these challenges, the study proposes a set of technical recommendations grounded in best practices in environmental engineering, emphasizing the need for predictive modeling, retention mechanisms, preventive dredging, and systematic monitoring. These measures aim to enhance sediment control, improve hydraulic performance, and ensure the long-term functionality and resilience of the drainage system.

Introduction

Sediment management is a critical factor in the design and maintenance of drainage systems, directly influencing their operational efficiency, structural longevity, and environmental impact. In Jardim Maravilha (West Zone of Rio de Janeiro), the planned construction of the Cabuçu-Piraquê River Dike, inspired by Dutch engineering standards, aims to mitigate flooding events and enhance hydraulic control in the region. To ensure the success of this infrastructure, it is essential to consider sediment dynamics from the early stages of the project and implement a strategy for preventive dredging and scheduled maintenance.

Beyond hydrodynamic concerns related to sediment deposition and removal, it is necessary to assess the risks associated with trace element contamination, particularly zinc and cadmium, which have been identified at significant concentrations in the Sepetiba Bay and its tributaries, including the Cabuçu-Piraquê River. Despite the extensive body of research focusing on the environmental impact of these metals on the region's mangroves, there remains a lack of recent studies addressing the dispersion and bioavailability of these contaminants in the high-flow water bodies that feed into the bay.

Given this scenario, the present study examines the absence of integrated sediment management strategies in the context of the planned dike construction. Through a literature review, secondary data analysis, and an evaluation of sediment deposition patterns, this article highlights the need for a comprehensive approach. Additionally, drawing from best practices in environmental engineering applied to globally recognized fluvial containment systems, the study proposes a set of technical recommendations focused on monitoring, modeling, and sustainable sediment management. These measures aim to minimize environmental impacts caused by contaminant mobilization while ensuring the long-term effectiveness of the planned drainage system.

Theoretical Framework

The literature on sustainable urban drainage highlights the importance of hydrosedimentological modeling in the planning phase, particularly in areas with high particle mobilization and a history of soil and water contamination (CANHOLI, 2025; ALVES et al., 2014). Proper sediment management is essential to mitigate siltation and maintain the efficiency of hydraulic infrastructures over time.

Retention structures such as detention basins tend to lose storage capacity due to sediment accumulation, requiring periodic maintenance to remain functional (MIGUEZ, 2015). Additionally, the presence of heavy metals in deposited sediments poses risks to public health and ecosystem stability, affecting aquatic organisms and biogeochemical cycles.

A deeper understanding of these factors and their integration into sediment management strategies is crucial for developing sustainable policies that minimize environmental impact while ensuring the longevity of urban drainage systems.

Methodology

This study employs a qualitative approach based on the analysis of secondary data from technical documents issued by the Rio de Janeiro City Hall, reports from the Rio-Águas Foundation and the State Institute for the Environment (INEA), as well as scientific literature on the Cabuçu-Piraquê watershed. The document review provides a structured understanding of hydrosedimentological processes (Table 1),

containment strategies, and environmental impacts related to sediment dynamics in the region.

Table 1 – Comparison of Sediment Export Values Calculated Using the UFRM Model (Source: GIZ, 2023).

Scenario	Process	Sediment Load (ton/year)	Specific Load (ton/ha/year)	Absolute Difference (ton/year)	Difference (%)
Current Land Use	Sediment Export	57,164.06	5.42	-	-
Current Land Use +	Sediment Export	57,164.07	5.42	0.00	0.00002%

Additionally, national and international case studies on urban dikes and sediment management were examined (FRACASSI). This comparative analysis identifies best practices and technical guidelines that can support the planning of the Cabuçu-Piraquê River Dike (Figure 1), ensuring greater efficiency and sustainability in sediment management.

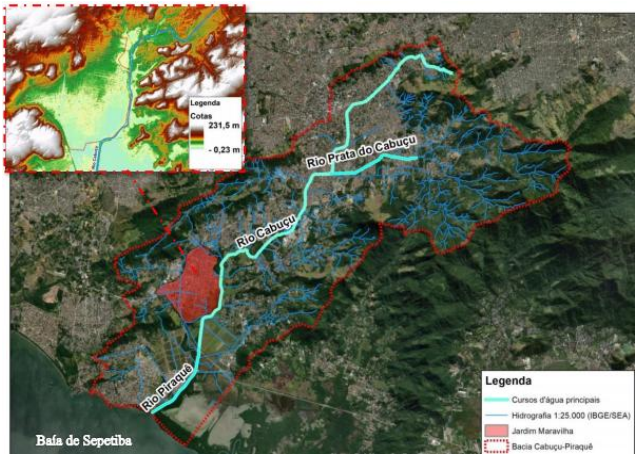


Figure 1: Cabuçu-Piraquê Basin, highlighting the subdivision and main watercourses. (Source: GIZ, 2023).

Results and Discussion

The technical analysis indicates that the Cabuçu-Piraquê River Dike Project (Figure 2) lacks essential elements for effective sediment management. The absence of predictive sediment transport modeling prevents accurate estimations of sediment dynamics, making containment and removal strategies less efficient. Furthermore, the lack of retention structures, such as settling basins and dissipation ponds, limits sediment control and increases the risk of uncontrolled accumulation.

Another critical issue is the absence of a preventive dredging plan, which is vital for reducing excessive sediment buildup and avoiding costly emergency interventions. Additionally, the lack of systematic sediment quality monitoring hinders the assessment of contaminants and their redistribution throughout the water system.

These shortcomings contribute to the rapid silting of reservoirs and channels, facilitating contaminant remobilization and increasing maintenance costs, ultimately shortening the lifespan of the drainage infrastructure.

Addressing these deficiencies requires a comprehensive sediment management model that incorporates continuous monitoring, targeted retention strategies, and planned maintenance to ensure the long-term sustainability and efficiency of the system.

Figure 2: Cabuçu-Piraquê River Dike. (Source: ALVAREZ et. al, 2022).

Recommendations

To address the deficiencies identified in the Cabuçu-Piraquê River Dike project, it is essential to implement corrective and preventive measures that enhance sediment management efficiency (Figure 3). Integrating hydrosedimentological modeling into the drainage design would improve predictions of sediment dynamics, allowing for strategic adjustments to minimize siltation and contaminant redistribution.

Figure 3: Proposed drainage infrastructure for Jardim Maravilha. (Source: ALVAREZ et. al, 2022).

Additionally, installing sediment retention structures, such as settling basins and dissipation ponds, would help control excessive sediment transport and maintain system stability. Establishing a periodic preventive dredging plan is also crucial to managing sediment accumulation efficiently, reducing reliance on costly emergency interventions.

Continuous monitoring of sediment quality is necessary to track the presence of trace elements and assess their mobility within the water system. This should be

complemented by environmentally responsible disposal protocols to ensure proper contaminant removal without harming local ecosystems.

Failure to implement effective sediment management strategies may lead to accelerated silting of reservoirs and channels, increased contaminant redistribution, and rising maintenance costs. Therefore, adopting hydrosedimentological modeling, physical sediment retention, preventive dredging, and systematic monitoring is essential to ensuring the long-term sustainability and efficiency of the planned drainage infrastructure.

Final Remarks

The effectiveness of the Jardim Maravilha Dike project is intrinsically linked to its ability to manage hydrosedimentological processes, which play a decisive role in the efficiency and longevity of the drainage infrastructure. Sediment management should not be treated as a corrective measure but rather as a structural component in the design and planning of the system, ensuring greater predictability and control over sediment dynamics.

The implementation of preventive strategies is crucial to delivering the expected benefits to the population while reducing the need for emergency interventions and promoting environmental sustainability. By integrating hydrosedimentological modeling, establishing sediment retention protocols, and adopting a scheduled dredging plan, it is possible to minimize negative impacts and ensure long-term hydraulic performance.

Thus, embracing predictive and impact-mitigation approaches not only enhances the functionality of the dike but also contributes to natural resource conservation, reinforcing the importance of sediment management as an essential pillar of urban and environmental engineering.

References

Alvarez, M. G. L.; Santos, W. J.; Costa, G.; Nascimento, R. O. 2022. Jardim Maravilha: Cenário Atual e Perspectivas. XIV ENAU - IV SRRU. Available at: <https://files.abrhidro.org.br/Eventos/Trabalhos/189/XIV-ENAU_IV-SRRU0066-1-20220719-164931.pdf>. Accessed: 18 de mai. de 2025.

Alves Neto, J.; Merçon, F.; Guarino, A. W. S. Distribuição, disponibilidade e destino de elementos-traço em um tributário da Baía de Sepetiba: Rio Cabuçu-Piraquê (Rio de Janeiro, RJ). 2014. 201 f. Tese (Doutorado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Química, Rio de Janeiro, 2014. Available at: <https://www.bdtd.uerj.br:8443/bitstream/1/15631/1/Jose%20Lucas%20Alves%20Neto.pdf>. Accessed: 22 mai. 2025.

Brasil. Fundação Nacional de Saúde. Drenagem E Manejo Das Águas Pluviais Urbanas. Brasília: FUNASA, 2018. Available at: <https://www.funasa.gov.br/documents/20182/300120/Drenagem+e+Manejo+das+%C3%81guas+Pluviais+Urbanas.pdf/72c03623-99ee-40d8-b1e8-107c182daf8e?version=1.0.> Aceso em: 11 de mai, 2025.

Canholi Aluísio, P. Drenagem Urbana e Controle de Enchentes. 2. ed. Porto Alegre: Oficina de Texto, 2025. E-book. p.1. ISBN 9788579751813. Available at: https://integrada.minhabiblioteca.com.br/reader/books/9788579751813/. Accessed: 1 mai. 2025.

GIZ - Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit. 2023. Quantificação dos Riscos e Benefícios Ambientais, Econômicos e Sociais da Implantação do Parque Fluvial do Bairro Jardim Maravilha. Produto 5. Prefeitura do Rio de Janeiro. Available at: <https://ambienteclima.prefeitura.rio/wp-content/uploads/sites/81/2023/07/3_Quantificacao-dos-Riscos-e-Beneficios-Ambientais-Economicos-e-Sociais.pdf>. Accessed: Mai 13, 2025.

Fracassi, Gerardo. Proteção de rios com soluções Maccaferri. 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2017. E-book. Available at: https://plataforma.bvirtual.com.br. Accessed: 10 jun. 2025.

Garcia, R. V.; Durante, A. C.; Lopes, A. C. R.; Alves, L. M. C.; Rego, K. D.; De Sousa, C. G. F. S.; Lado, M. L. R.; Cabral, F. M.; Veról, A. P.; Miguez, M. G.; Rezende, O. M. 2021. Uso de índices de vegetação para avaliação de impactos do avanço da urbanização na formação das cheias: Caso da bacia hidrográfica do Rio Piraquê-Cabuçu, Rio de Janeiro. XXIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Available at: <https://files.abrhidro.org.br/Eventos/Trabalhos/142/XXIV-SBRH0194-1-0-20210714-155651.pdf>. Accessed: 15 mai. 2025.

Miguez, Marcelo. Drenagem Urbana - Do Projeto Tradicional à Sustentabilidade. Rio de Janeiro: GEN LTC, 2015. E-book. p.I. ISBN 9788595155695. Available at: https://integrada.minhabiblioteca.com.br/reader/books/9788595155695/. Accessed: 8 mai. 2025.

Paulo, L. 2020. Vulnerabilidades e impactos socioambientais da urbanização no Rio Cabuçu-Piraquê, Zona Oeste - RJ. Centro Universitário Estadual da Zona Oeste (UEZO) - PPGCTA. Presented on December 21, 2020. Available at: <https://publicacoes.even3.com.br/tcc/vulnerabilidades-e-impactos-socioambientais-da-urbanizacao-no-rio-cabucu-piraque-zona-oeste--rj-275534>. Accessed: Mai 21. 2025.

Poleto, Cristiano. Hidrossedimentologia. 1. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2019. E-book. Available at: <https://plataforma.bvirtual.com.br/Leitor/Publicacao/186718/pdf/0?code=XtKN6wT6SvezA9XYwMbBb+6q4TJdpK6K1RyqGToaSyklfxMdU52SCvk2u4FS5C/RbLs/jE4sNTzkbCDCW7QzCQ==>. Accessed: 7 mai. 2025.

QUANTIFICAÇÃO DOS SEDIMENTOS EM SUSPENSÃO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RESERVATÓRIO PAIVA CASTRO, RIO JUQUERI, SUDESTE DO ESTADO DE SÃO PAULO.

Zeno Hellmeister Junior[1]; Lucas Stefano Rissatto[2]; Gerson Salviano De Almeida Filho[3]

[1]Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo: Av. prof. Almeida Prado, 532, São Paulo, SP, (11) 37674643, zenohell@ipt.br; [2]Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo: Av. prof. Almeida Prado, 532, São Paulo, SP, (11) 37674643, rissatto@ipt.br; [3]Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo: Av. prof. Almeida Prado, 532, São Paulo, SP, (11) 37674643, gersaf@ipt.br

Palavras-chave: Sedimentos em suspensão; rio Juqueri, transporte de sedimentos.

Resumo

Este trabalho apresenta os resultados dos levantamentos de campo com relação as medições de vazões, coletas de amostras de água + sedimentos em suspensão, análises laboratoriais (granulometria e concentração de sedimentos em suspensão e sólidos totais dissolvidos) e cálculos da descarga sólida em suspensão na bacia hidrográfica de drenagem do reservatório Paiva Castro, Mairiporã, SP. As atividades ocorreram entre outubro de 2023 e dezembro de 2024, compreendendo 21 campanhas de medição e amostragem. Foram definidas cinco estações sedimentométricas distribuídas ao longo do rio Juqueri. As medições envolveram vazão com equipamento acústico Doppler (ADCP RS-5) e coleta de sedimentos em suspensão com amostrador DH-48, além de análises laboratoriais de concentração de sedimentos em suspensão, granulometria e sólidos totais dissolvidos. Utilizou-se o método de amostragem por igual incremento de largura (IIL), obtendo dados detalhados da distribuição vertical e transversal dos sedimentos. Os resultados destacam a variabilidade espacial e temporal da concentração dos sedimentos em suspensão, fundamental para o entendimento dos processos erosivos e para planejamento de intervenções preventivas e corretivas visando mitigar o assoreamento do reservatório.

Introdução

Esse estudo fornece informações na solução de problemas como assoreamento de reservatórios, mudança da seção do rio, diminuição da qualidade da água. Para tanto se torna indispensável a coleta dos dados de campo. Conforme Paiva *et al*. (2000), o conhecimento do aporte de sedimentos em bacias hidrográficas é extremamente importante no planejamento e gestão dos recursos hídricos. Tais informações são fundamentais no dimensionamento e operação de obras hidráulicas, interferindo decisivamente nos custos de implantação e manutenção de tais sistemas.

A área experimental selecionada para desenvolvimento dos trabalhos é a bacia hidrográfica de drenagem do reservatório Paiva Castro, integrante do Sistema Produtor da Cantareira, localizada a norte do município de São Paulo, com importância estratégia à segurança hídrica da Região Metropolitana de São Paulo.

Este trabalho trata-se da técnica utilizada para o monitoramento e acompanhamento da evolução da descarga sólida dos sedimentos em suspensão na Bacia hidrográfica do Reservatório Paiva Castro, rio Juqueri, no período de 16 de outubro de 2023 a 13 de dezembro de 2024, completando 21 campanhas de monitoramento. Serão também apresentados os resultados dos levantamentos de campo com relação as medições de vazões, coletas de amostras de água + sedimentos em suspensão, análises laboratoriais (granulometria e concentração de sedimentos em suspensão e sólidos totais dissolvidos) e cálculos da descarga sólida em suspensão, neste período.

O monitoramento foi realizado de forma sistemática, com campanhas de medição de vazões e coleta de sedimentos em suspensão realizadas em periodicidades diferentes ao longo do ano. Sempre que possível, as campanhas foram conduzidas quinzenalmente durante os meses chuvosos (outubro a março) e mensalmente nos meses de menor pluviosidade (abril a setembro), abrangendo assim um ciclo hidrológico completo.

Materiais e Métodos

A área de estudo localiza-se na porção nordeste do Estado de São Paulo (Erro! Fonte de referência não encontrada.) e e stá inserida na Bacia hidrográfica do Reservatório Paiva Castro, rio Juqueri, Mairiporã, São Paulo. O acesso principal, partindo de São Paulo, é pela rodovia Fernão Dias (BR-381), distando aproximadamente 70 km da capital.

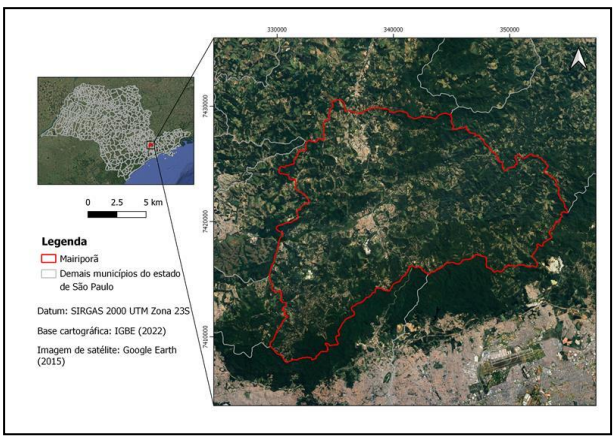


Figura 1: Localização da área de estudo, Mairiporã, SP.

Os procedimentos metodológicos foram seguidos de acordo com o "Guia de Práticas Sedimentométricas" (ANEEL, 2000 e Carvalho 2008), dando suporte na definição dos locais a serem monitorados, na frequência amostral, nos métodos de medidas, nas técnicas de amostragem e tipos de equipamentos, tipos e métodos de análises e cálculo da concentração e da descarga sólida em suspensão. O monitoramento do transporte dos sedimentos em suspensão foi realizado em cinco estações sedimentométricas distribuídas ao longo da bacia de drenagem do reservatório Paiva Castro, no rio Juqueri, onde os dados foram sistematizados e interpretados.

Para a escolha das seções sedimentométricas foram utilizadas bases topográficas na escala 1:50.000, do IBGE, 1972. Após serem traçadas as cotas máximas de enchimento do reservatório, foram determinados: uma seção à jusante da barragem do reservatório Paiva Castro, denominada de SJY-1 (P1) e 04 seções significativas ao longo do rio Juqueri, até o desemboque do túnel (Túnel 5, divisa Mairiporã com Nazaré Paulista), denominadas: SJY-2 (P2), SJY-3 (P3), SJY-4 (P4) e SJY-5 (P5) (Figura 2).

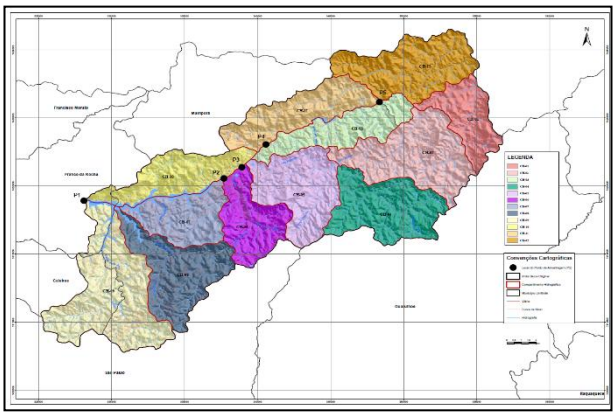
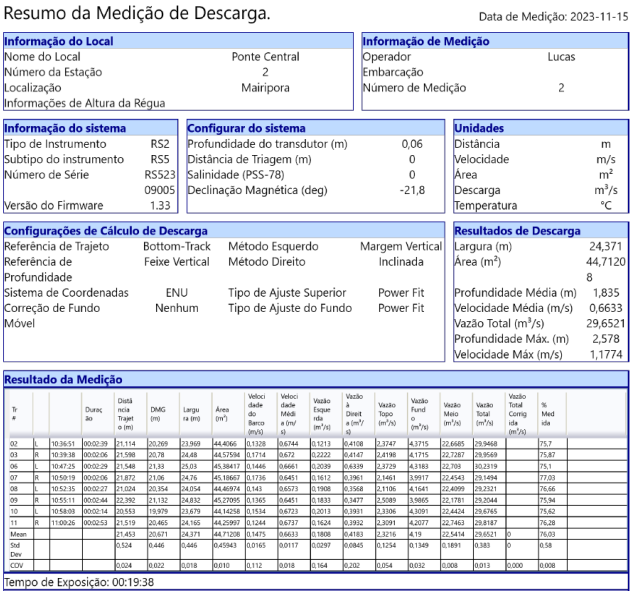


Figura 2: Localização das seções investigadas.

Em cada seção, foram mensuradas largura, profundidade, topografia do leito, velocidade da corrente e vazão. As campanhas de coleta de sedimentos em suspensão foram conduzidas nas verticais definidas, utilizando o perfilador acústico ADCP RS-5 para vazão e o amostrador DH-48 para coleta de sedimentos em suspensão. O ADCP RS-5, é um equipamento acústico baseado no efeito Doppler, capaz de medir velocidades, profundidades e gerar perfis batimétricos em tempo real. Operando com frequência de 3000 kHz, o RS-5 atende à norma ISO 24578:2021. Os dados foram processados via software RSQ, com calibração prévia da bússola e exportação para análises em planilhas (Figura 3).

Figura 3: ADCP RS-5.

A Figura 4 apresenta o modelo da ficha registrada pelo ADCP RS-5, destacando o local, localização, data da medição, operador, a largura do rio, a área, a vazão, a profundidade da lâmina d´água, a velocidade (m/s) da corrente, do transecto selecionado e documentação fotográfica.



Resumo da Medição de Descarga. Data de Medição: 2023-11-15

Informação do Local		Informação de Medição	
Nome do Local	Ponte Central	Operador	Lucas
Número da Estação	2	Embarcação	
Localização	Mairipora	Número de Medição	2
Informações de Altura da Régua			

Informação do sistema		Configurar do sistema		Unidades	
Tipo de Instrumento	RS2	Profundidade do transdutor (m)	0,06	Distância	m
Subtipo do instrumento	RS5	Distância de Triagem (m)	0	Velocidade	m/s
Número de Série	RS523	Salinidade (PSS-78)	0	Área	m^2
	09005	Declinação Magnética (deg)	-21,8	Descarga	m^3/s
Versão do Firmware	1.33			Temperatura	°C

Configurações de Cálculo de Descarga				Resultados de Descarga	
Referência de Trajeto	Bottom-Track	Método Esquerdo	Margem Vertical	Largura (m)	24,371
Referência de Profundidade	Feixe Vertical	Método Direito	Inclinada	Área (m^2)	44,7120
					8
Sistema de Coordenadas	ENU	Tipo de Ajuste Superior	Power Fit	Profundidade Média (m)	1,835
Correção de Fundo	Nenhum	Tipo de Ajuste do Fundo	Power Fit	Velocidade Média (m/s)	0,6633
Móvel				Vazão Total (m^3/s)	29,6521
				Profundidade Máx. (m)	2,578
				Velocidade Máx (m/s)	1,1774

Resultado da Medição

Tr #			Duração	Distância Trajeto (m)	DMG (m)	Largura (m)	Área (m^2)	Velocidade do Barco (m/s)	Velocidade Média (m/s)	Vazão Esquerda (m^3/s)	Vazão à Direita (m^3/s)	Vazão Topo (m^3/s)	Vazão Fundo (m^3/s)	Vazão Meio (m^3/s)	Vazão Total (m^3/s)	Vazão Total Corrigida (m^3/s)	% Medida
02	L	10:36:51	00:02:39	21,114	20,269	23,969	44,4066	0,1328	0,6744	0,1213	0,4108	2,3747	4,3715	22,6685	29,9468		75,7
03	R	10:39:38	00:02:06	21,598	20,78	24,48	44,57594	0,1714	0,672	0,2222	0,4147	2,4198	4,1715	22,7287	29,9569		75,87
06	L	10:47:25	00:02:29	21,548	21,33	25,03	45,38417	0,1446	0,6661	0,2039	0,6339	2,3729	4,3183	22,703	30,2319		75,1
07	R	10:50:19	00:02:06	21,872	21,06	24,76	45,18667	0,1736	0,6451	0,1612	0,3961	2,1461	3,9917	22,4543	29,1494		77,03
08	L	10:52:35	00:02:27	21,024	20,354	24,054	44,46974	0,143	0,6573	0,1908	0,3568	2,1106	4,1641	22,4099	29,2321		76,66
09	R	10:55:11	00:02:44	22,392	21,132	24,832	45,27095	0,1365	0,6451	0,1833	0,3477	2,5089	3,9665	22,1781	29,2044		75,94
10	L	10:58:03	00:02:14	20,553	19,979	23,679	44,14258	0,1534	0,6723	0,2013	0,3917	2,3306	4,3091	22,4424	29,6765		75,62
11	R	11:00:26	00:02:53	21,519	20,465	24,165	44,25997	0,1244	0,6737	0,1624	0,3992	2,3091	4,2077	22,7463	29,8187		76,28
Mean				21,453	20,671	24,371	44,71208	0,1475	0,6633	0,1808	0,4183	2,3216	4,19	22,5414	29,6521	0	76,03
Std Dev				0,524	0,446	0,446	0,45943	0,0165	0,0117	0,0297	0,0845	0,1254	0,1349	0,1891	0,383	0	0,58
COV				0,024	0,022	0,018	0,010	0,112	0,018	0,164	0,202	0,054	0,032	0,008	0,013	0,000	0,008

Tempo de Exposição: 00:19:38

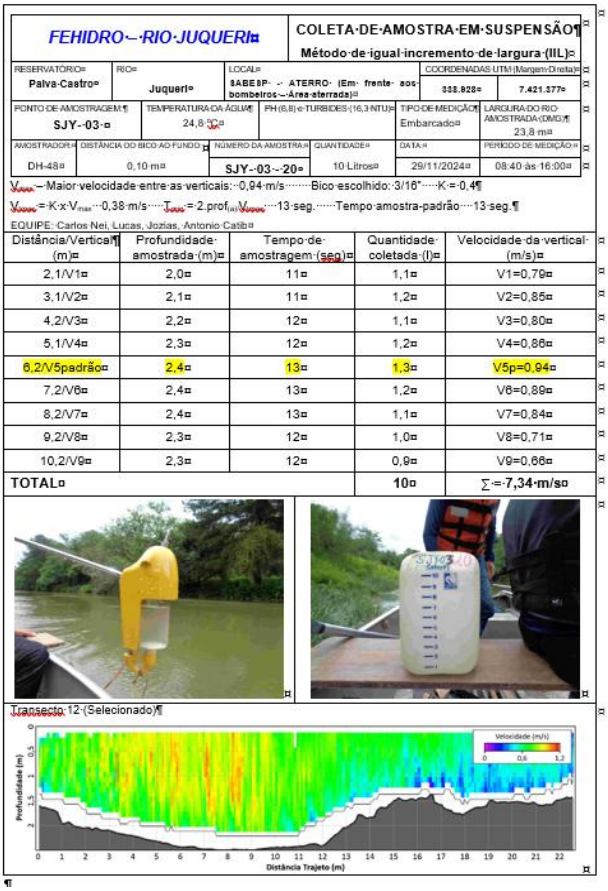
Figura 4: Modelo da ficha registrada pelo ADCP RS-5.

Para as coletas de sedimentos em suspensão, empregou-se o método de igual incremento de largura (IIL), com o amostrador DH-48. Este método assegura representatividade da seção transversal ao coletar amostras com velocidade constante na descida e subida da vertical amostrada, seguindo as recomendações de Carvalho (2008), a partir da vertical padrão (Figura 5). Para a coleta de sedimentos de fundo, foi utilizado o amostrador tipo "Van Veen" e "Rock-Island" (Figura 6). A amostragem foi realizada em múltiplas verticais, evitando áreas de água parada ou com interferência hidráulica, como atrás de pilares ou bancos de areia.

Figura 5: Amostrador DH-48.

Figura 6: Amostrador: a) Van Veen e b) Rock-Island.

A Figura 7 apresenta a ficha de campo utilizada na coleta de amostra de sedimentos em suspensão, destacando o nome do reservatório, o local da coleta, às coordenadas UTM, a largura do rio, o tipo de equipamento utilizado na coleta, a profundidade da lâmina amostrada, a distância entre as verticais amostrada, a vertical padrão, o tempo de amostragem, a quantidade amostrada coletada na vertical, a velocidade na vertical, transecto selecionado e documentação fotográfica.



FEHIDRO – RIO JUQUERI

COLETA DE AMOSTRA EM SUSPENSÃO
Método de igual incremento de largura (IIL)

RESERVATÓRIO	RIO	LOCAL	COORDENADAS UTM (Margem Direita)	
Paiva Castro	Juqueri	SABESP - ATERRO (Em frente aos bombeiros – Área aterrada)	338.928	7.421.377

PONTO DE AMOSTRAGEM	TEMPERATURA DA ÁGUA	PH (6,8) e TURBIDES (16,3 NTU)	TIPO DE MEDIÇÃO	LARGURA DO RIO AMOSTRADA (DMG)
SJY-03	24,8 °C		Embarcado	23,8 m

AMOSTRADOR	DISTÂNCIA DO BICO AO FUNDO	NÚMERO DA AMOSTRA	QUANTIDADE	DATA	PERÍODO DE MEDIÇÃO
DH-48	0,10 m	SJY-03-20	10 Litros	29/11/2024	08:40 às 16:00

V_{max} – Maior velocidade entre as verticais: 0,94 m/s ····· Bico escolhido: 3/16" ····· K = 0,4¶
$V_{max} = K \times V_{max}$ ··· 0,38 m/s ····· $T_{seg} = 2.prof_{(a)}/V_{max}$ ··· 13 seg. ····· Tempo amostra-padrão ··· 13 seg.¶
EQUIPE: Carlos Nei, Lucas, Jozias, Antonio Catib

Distância/Vertical (m)	Profundidade amostrada (m)	Tempo de amostragem (seg)	Quantidade coletada (l)	Velocidade da vertical (m/s)
2,1/V1	2,0	11	1,1	V1=0,79
3,1/V2	2,1	11	1,2	V2=0,85
4,2/V3	2,2	12	1,1	V3=0,80
5,1/V4	2,3	12	1,2	V4=0,86
6,2/V5padrão	2,4	13	1,3	V5p=0,94
7,2/V6	2,4	13	1,2	V6=0,89
8,2/V7	2,4	13	1,1	V7=0,84
9,2/V8	2,3	12	1,0	V8=0,71
10,2/V9	2,3	12	0,9	V9=0,66
TOTAL			10	∑=7,34 m/s

Transecto 12 (Selecionado)¶
Velocidade (m/s)
Profundidade (m)
Distância Trajeto (m)

Figura 7: Ficha de campo utilizada para coleta de sedimentos em suspensão.

Tendo em vista a baixa concentração (< 20 mg/L) de sedimentos em suspensão no trecho investigado, foi coletado 10 litros de amostra (água + sedimento em suspensão) para cada seção. As amostras foram encaminhadas para o laboratório da Seção de Investigações, Riscos e Gerenciamento Ambiental – Sirga, do IPT, onde determinou-se a concentração de sedimentos em suspensão por volume (mg/L), pelo método da evaporação. Os valores de concentração de sedimentos em suspensão por volume são utilizados no cálculo do valor da descarga sólida dos sedimentos em suspensão.

O método utilizado está descrito no **Procedimento CETAE-LRAC-PE-008** - "Concentração de Sólidos Totais Dissolvidos (STD) e Material Em Suspensão (MES)", baseado em método descrito em *Guia de Práticas Sedimentométricas,* (Carvalho, N.O.; Filizola Jr, N.P.; Santos, P.M.C.; Lima, J.E.F.W. – Brasília: ANEEL.2000.154p.).

O método utilizado está descrito no **Procedimento CETAE-LRAC-PE-002 – GRANULOMETRIA (Método do Densímetro)**, baseado em métodos descritos em *Methods of Soil Analysis: Part 1 – Physical and Mineralogical Methods*" (Klute, 1986), *Manual de Edafologia* (Kiehl, 1979), *NBR 6457* (1986), *NBR 6502* (1995), *NBR 7181* (1984) e *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos* (Embrapa, 1999).

Resultados e Discussão

A seguir os resultados obtidos com relação ao monitoramento da descarga sólida em suspensão na bacia de drenagem do reservatório Paiva Castro, contendo os dados das vazões mensais (m^3/s), concentração em volume de sedimentos em suspensão (mg/L) e sólidos totais dissolvidos (mg/L) e a descarga sólida em suspensão (t/dia), no período entre outubro 2023 a dezembro de 2024. A descarga líquida (vazão) foi determinada a partir das seções molhadas, utilizando o equipamento ADCP RS-5. A Figura 8 apresenta as vazões registradas nas cinco seções sedimentométricas no período.

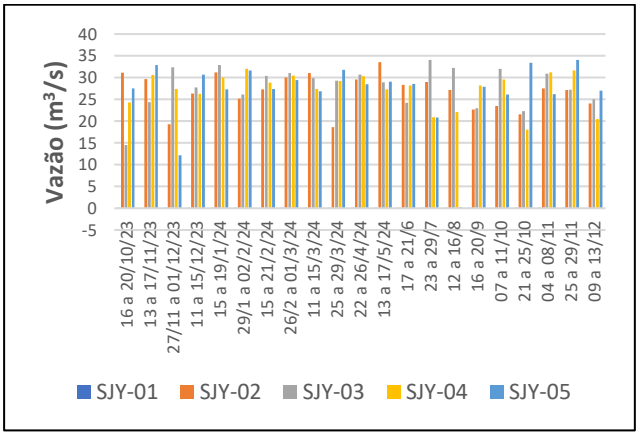


Figura 8: Gráfico mostrando as vazões registradas nas cinco seções no período.

Com relação a vazão, observa-se picos superiores a 30 m³/s, associados a eventos de precipitação com acumulados superiores a 100 mm, especialmente em outubro e novembro de 2023, e janeiro, março e dezembro de 2024. No entanto, em diversos meses com índices pluviométricos inferiores a 100 mm (como dezembro de 2023 e a maior parte do segundo semestre de 2024), também foram registradas altas vazões. Esse comportamento é atribuído à influência do Túnel 5, que regula artificialmente o escoamento entre o rio Juqueri e o reservatório de Atibainha, no município de Nazaré Paulista.

Com relação a concentração, nos dados mensais (Figura 9), nota-se que as concentrações de sedimentos em suspensão superiores a 30 mg/L ocorreram quando choveu em noites anteriores a coleta e outras situações devido às obras na GCH - Sabesp (Grande Central Hidrelétrica) que está sendo construída à montante das seções de amostragem.

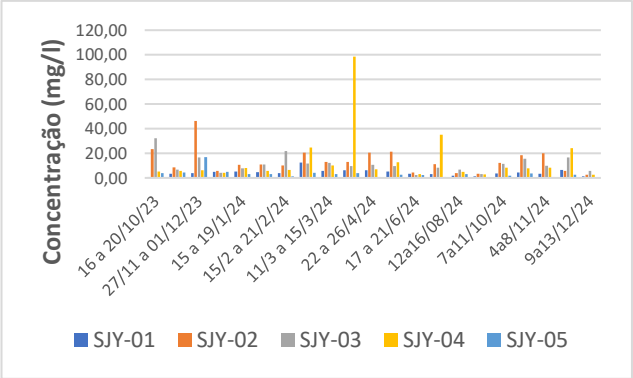
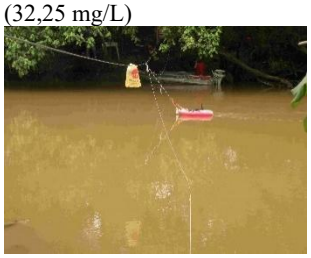


Figura 9: Dados mensais das concentrações dos sedimentos em suspensão (mg/L) das cinco seções investigadas no período.

A Figura 10 ilustra essas situações, destacando a cor amarronzada ("barrenta") da água, onde a seção SJY-03, no dia 17/10/2023 registrou 32,25 mg/L, devido às chuvas na noite anterior, o mesmo aconteceu com a seção SJY-02 no dia 27/11/2023 registrando 46,30 mg/L. Foi registrado também altas concentrações na seção SJY-04 nos dias 25/03/2024 (98,59 mg/L) e 23/07/2024 (35,07 mg/L) devido à obras (a montante) na GCH - Sabesp (Grande Central Hidrelétrica).

Seção SJY-03 - 17/10/2023 (32,25 mg/L)



Seção SJY-02 - 27/11/2023 (46,30 mg/L)

Seção SJY-04 - 25/03/2024 (98,59 mg/L)

Seção SJY-04 - 23/07/2024 (35,07 mg/L)

Figura 10: Destaque para as seções que apresentaram altas concentrações de sedimentos em suspensão

Com relação a concentração de sólidos totais dissolvidos (STD) nos cursos de água pode ser significativamente influenciada tanto pelo escoamento superficial, especialmente em áreas agrícolas, quanto por fontes pontuais de poluição, como lançamentos de esgoto e efluentes industriais. Embora não seja visível, a carga dissolvida pode representar parcela importante da descarga sólida em suspensão. A Figura 11 apresenta os dados mensais de STD das cinco seções investigadas no período.

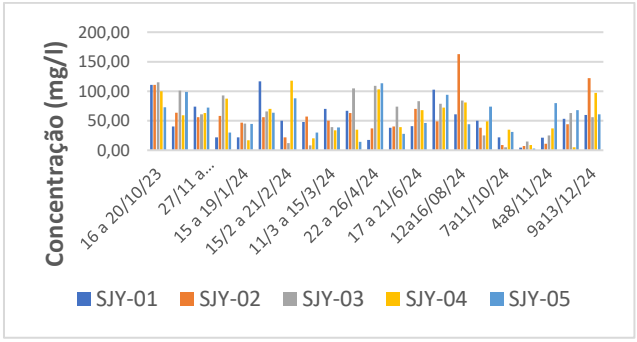


Figura 11: Dados mensais da concentração de sólidos totais dissolvidos (mg/L) das cinco seções investigadas no período.

Com relação a Figura 11, observa-se que as maiores concentrações estão na faixa e 100 a 170 mg/L, com destaque para a seção SJY-02 que apresentou no dia 14/08/24 a maior concentração, com 163,00 mg/L.

Com relação a descarga sólida em suspensão (Q_{ss}), representa, na maioria das vezes, a maior quantidade da carga sólida total do curso d´água, podendo corresponder, em média, entre 70 e 95% da carga sólida total, sendo isso função da posição da seção transversal no curso d´água e outros fatores (Carvalho, *et al.*, 2000).

O cálculo do valor da Descarga Sólida em Suspensão (Q_{ss}) é feito levando em consideração que os sedimentos se movimentam com a velocidade da corrente em toda a seção transversal. A concentração, corresponde ao valor médio na seção, sendo a descarga sólida em suspensão igual ao produto da descarga líquida (vazão) pela concentração de sedimentos em suspensão, medidas no momento da amostragem determina-se a descarga sólida em suspensão em t/dia (Qss) pela seguinte expressão:

$$Qss = 0{,}0864 \times Ql \times Cs \quad (1)$$

Onde: Qss = descarga sólida em suspensão (t/dia); Ql = descarga líquida (m^3/s) e, Cs = concentração média (mg/L); 0,0864 = refere-se ao fator de transformação de unidades.

A Figura 12, apresenta os resultados obtidos com relação às descargas sólidas em suspensão (t/dia) mensais das seções sedimentométricas definidas para a bacia de drenagem do reservatório Paiva Castro (SJY-01 a SJY-05), no período de outubro de 2023 a dezembro de 2024.

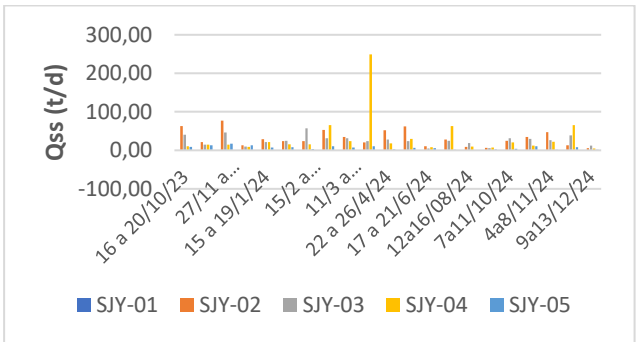


Figura 12: Dados mensais da descarga sólida em suspensão (Q_{ss}) das cinco seções investigadas no período.

Como observado na Figura 12, os maiores valores registrados da descarga sólida em suspensão deve-se ao fato de ter ocorrido obras com movimentação de terra à montante (construção da hidrelétrica, GCH – Sabesp), aumentando assim a concentração de sedimentos em suspensão, como é o caso da descarga sólida em suspensão observada no dia 23/03/2024, na seção SJY-04 cujo valor atingiu 249 t/dia, o mais alto registrado. Outro fator que teve um aumento da concentração de sedimentos em suspensão e, consequentemente, um aumento da descarga sólida em suspensão foi o fato de ter chovido em noites anteriores a coleta, como observado na seção SJY-02 em 29/11/23 registrou descargas sólidas em suspensão de 77,28 t/dia, a seção SJY-03 em 15/02/24 registrou descargas sólidas em suspensão de 57,25 t/dia e a seção SJY-05 em 28/11/23 registrou descargas sólidas em suspensão de 57,25 t/dia.
Observa-se também na Figura 12, que a seção SJY-01 não foram registrado valores significativos de descarga sólida em suspensão, uma vez que as vazões foram muito baixas (zero de vazão) e, em alguns casos foram negativas, implicando na deposição e não o transporte de sedimentos em suspensão.

Comentários finais

O estudo hidrossedimentológico da bacia de drenagem do reservatório Paiva Castro, com foco no rio Juqueri, demonstrou a relevância do monitoramento contínuo para identificar alterações na produção e no transporte de sedimentos, os quais estão intimamente relacionados às condições de uso e ocupação do solo, ao clima e à dinâmica hidrológica da região. A caracterização das seções sedimentométricas permitiu acompanhar a variação espacial e temporal da descarga sólida em suspensão, oferecendo uma visão detalhada dos processos erosivos e da qualidade da água.
As atividades de campo foram iniciadas em 16 de outubro de 2023 e compreenderam a medição de vazões com o ADCP RS-5, coletas de sedimentos em suspensão com o amostrador DH-48, coletas de sedimentos de fundo com os amostradores do tipo “Rock-Island” e tipo “Van Veen” para análise granulométrica e cálculo da descarga sólida em suspensão. Os resultados obtidos no período de outubro de 2023 a dezembro de 2024 mostram que as vazões médias nas seções SJY-1, SJY-2, SJY-3, SJY-4 e SJY-5 foram da ordem de 0,04; 26,85; 28,05; 27,35 e 26,64 m^3/s, respectivamente. Ressalta-se que, mesmo em meses de baixa pluviosidade, observou-se aumento nas vazões, reflexo do controle hidráulico exercido pelo Canal 5, que liga o rio Juqueri ao reservatório de Atibainha.
As concentrações médias de sedimentos em suspensão variaram entre 3,29 e 13,89 mg/L, sendo os valores mais elevados associados a chuvas na noite anterior às coletas e às obras em andamento na GCH – Sabesp, a montante das seções. A seção SJY-04 apresentou os maiores picos de concentração e de descarga sólida em suspensão, atingindo 249 t/dia em 23/03/2024. Já a SJY-02 registrou 77,28 t/dia em 29/11/2023, enquanto a SJY-03 e SJY-05 apresentaram valores de 57,25 t/dia. A SJY-01, localizada à jusante da barragem, mostrou descargas praticamente nulas, refletindo as baixas vazões e, em alguns momentos, fluxo reverso.
As concentrações de sólidos totais dissolvidos foram superiores às de sedimentos em suspensão em quase todas as seções, indicando o aporte de poluição difusa (como fertilizantes) e pontual (efluentes urbanos e industriais). A seção SJY-02 destacou-se com a maior concentração de STD (163 mg/L), sendo considerada a mais impactada da bacia. As médias nas demais seções variaram de 51,98 a 60,16 mg/L.
A média total de descarga sólida em suspensão ao longo das seções foi de aproximadamente 97,44 t/dia, indicando um volume significativo de sedimentos transportados pelo rio Juqueri. Contudo, nem todo esse sedimento atinge o reservatório, podendo ser depositado ao longo do curso do rio, especialmente nas áreas de remanso. Isso evidencia a necessidade de continuar os estudos para avaliar o potencial de assoreamento do reservatório e os efeitos cumulativos ao longo do tempo.
Portanto, os dados obtidos representam uma base fundamental para a gestão integrada da bacia, permitindo a identificação das seções mais críticas, o entendimento dos impactos das ações antrópicas e a formulação de medidas de mitigação. A continuidade do monitoramento até dezembro de 2025, especialmente em um cenário com maiores volumes de precipitação, será essencial para aprofundar o conhecimento sobre os regimes de vazão e sedimentação, permitindo assim a construção de estratégias mais eficazes de conservação dos recursos hídricos e de controle de processos erosivos.

Agradecimentos

Os Autores agradecem ao Fundo Estadual de Recursos Hídricos – FEHIDRO, ao agente técnico Luis Cesar de Souza Pinto, da Agência de Águas do Estado de São Paulo – SP Águas e ao Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo pelo apoio recebido e financeiro na execução desse estudo.

Referências bibliográficas

ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. (2000). Manual de Usos Consuntivos da Água. Capítulo 7 – Estudos Sedimentométricos. Brasília, DF, 187 p.

Carvalho, N. O. (2008). Hidrossedimentologia prática. 2. ed. Rio de Janeiro: CPRM/LTC, 584p.

Carvalho, N. O.; Filizola Júnior, N. P. (2000). “A carga sólida em suspensão nos cursos de água e sua importância no planejamento e gestão de bacias hidrográficas”. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, 5(3), pp. 75–91.

Paiva, E. M. C. D.; Santos, P. A. D.; Luz, J. A. G. (2000). “Metodologia para determinação da descarga sólida em rios brasileiros”, in Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Belo Horizonte, Nov. 2000, 1, pp. 1–9.

AVALIAÇÃO DA RETENÇÃO DE SEDIMENTOS EM SUSPENSÃO EM EMPREENDIMENTOS HIDRELÉTRICOS NA BACIA DO ALTO PARAGUAI

Dempsey Thrweyce Alves de Arruda e Silva[1], Ibraim Fantin-Cruz[2]

Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos -Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: [1]dempsey_alves@hotmail.com; [2]ibraimfantin@gmail.com.

Palavras-chave: Modelos empíricos; Assoreamento; Impactos Acumulativos; Pantanal

Resumo

A implantação de reservatórios afeta significativamente o transporte de sedimentos nos rios, podendo provocar alterações geomorfológicas e ambientais, especialmente quando as barragens estão localizadas a montante de planícies de inundação, como o Pantanal. Nesse contexto, torna-se essencial estimar a carga de sedimentos retida, a fim de prever seus impactos potenciais. Este estudo teve como objetivos: (i) avaliar se os principais métodos empíricos disponíveis são adequados para estimar a eficiência de retenção de sedimentos na Região Hidrográfica do Paraguai; (ii) desenvolver modelos empíricos regionais com base nos empreendimentos em operação; (iii) comparar a capacidade preditiva desses modelos regionais com os modelos clássicos; e (iv) analisar os efeitos dos reservatórios existentes sobre a retenção de sedimentos na bacia. Foram extraídas características físicas dos reservatórios influentes no transporte sedimentar e calculada a eficiência de retenção com base em dados de carga de sedimentos em suspensão. Em seguida, aplicaram-se os modelos de Churchill e Heinemann para estimativas comparativas. Com base nos dados observados, foi desenvolvido um modelo empírico regional, posteriormente comparado com os modelos clássicos, e analisaram-se os possíveis impactos cumulativos da retenção de sedimentos na bacia. Os resultados indicam que os métodos empíricos de Churchill, Heinemann e os modelos locais para pequenos reservatórios não devem ser utilizados de forma indiscriminada na Região Hidrográfica do Paraguai, devido aos elevados erros de estimativa observados. Os modelos regionais desenvolvidos mostraram melhor desempenho ao incorporarem variáveis como área de drenagem associada ao índice de sedimentação de Churchill e a relação entre a capacidade de armazenamento e a vazão anual de entrada, conforme proposto por Brune. Por fim, os dados demonstram que a retenção atual de sedimentos, somada à perspectiva de novos empreendimentos, pode gerar impactos significativos na dinâmica sedimentar do Pantanal e de toda a bacia.

Introdução

A matriz energética brasileira é predominantemente advinda de empreendimentos hidrelétricos, porém, a implantação de hidrelétricas pode causar vários impactos ambientais, com diversos riscos associados, em especial decorrentes da construção de barragens para represamento (SUN et al., 2025). A construção dessas estruturas representa um dos distúrbios antropogênicos mais críticos para sistemas fluviais globais (TANG et al., 2019).

A construção de barragens diminui a velocidade do escoamento e o sedimento começa a se depositar no fundo do reservatório, afetando diretamente o desempenho e a vida útil, devido à redução na capacidade de armazenamento de água (FIDA e ASHIQ, 2016, ISSA et al., 2015). Além disso, a redução do volume útil represado acaba influenciando na geração da energia elétrica e gera problemas na operação e manutenção do reservatório, com consequentes prejuízos de ordem econômica.

Neste sentido, a eficiência do reservatório em aprisionar o fluxo de sedimentos é um parâmetro essencial, por ser uma expressão ou índice que reflete a capacidade do reservatório de reter o sedimento (ISSA et al., 2015, VERSTRAETEN E POESEN, 2000). Equações de eficiência de retenção (ER) foram desenvolvidas e modificadas por muitos pesquisadores, sendo aplicadas para estudar problemas de sedimentação de reservatórios em todo o mundo (LI et al., 2018).

No Pantanal, esses fluxos relacionados aos pulsos de inundação regem a geomorfologia e aos ciclos biogeoquímicos, direcionando a existência, a produtividade e a interação entre as espécies aquáticas e terrestres presentes nesse bioma, que mantêm atividades de pecuária, pesca e turismo, movimentando a economia local (JUNK e CUNHA, 2005). Portanto, conhecer a carga de sedimentos retida em reservatórios tem se tornado uma necessidade tanto para promover um gerenciamento e operação eficiente das barragens (ISSA et al., 2015) quanto para prever alterações na dinâmica natural de transporte e deposição ao longo de ecossistemas aquáticos (HE et al. 2024). Além disso, estudos sobre assoreamento de reservatórios são fundamentais para a determinação de sua vida útil, bem como para a análise da viabilidade de investimentos (MAIA e VILELLA, 2010).

Atualmente, a literatura apresenta alguns modelos clássicos para simulações da ER, entre eles, os métodos de Brown (1943), Churchill (1948) e Brune (1953), os pioneiros nesse campo de estudo. Esses métodos fornecem estimativas de ER, relacionando características dos reservatórios (geometria), do escoamento (vazão) e dos sedimentos (granulometria). No Brasil, a Agência Nacional de Energia Elétrica – ANEEL recomenda o uso das fórmulas de Churchill para pequenos reservatórios (Volume < 0,1 Km^3) e Brune para os grandes (Volume > 0,1 Km^3). A partir desses estudos, outros pesquisadores propuseram adaptações em busca de maior eficiência na previsão de ER, destacando os

trabalhos de Dendy (1974), Gill (1979), Heinemann (1981), Vorosmarty (1997), Siyam (2000) e Garg e Jothprakash (2008). Esses autores desenvolveram métodos relacionando o tempo de residência da água no reservatório com a ER (ISSA et al., 2015), sendo adaptações do método de Brune, mas calibradas com novos tipos de equações e coeficientes ajustados a reservatórios de outras localidades.

Esses métodos possuem a vantagem de serem relativamente fáceis, de rápida aplicação e requerem poucos dados (ISSA et al., 2015). Porém, existem limitações relacionadas à precisão, pois muitos parâmetros que influenciam o processo de sedimentação não são considerados nessas fórmulas, além de fornecer apenas um valor médio de ER (VERSTRAETEN E POESEN, 2000).

Diante do exposto, uma investigação sobre a aplicabilidade dos métodos empíricos para a estimativa de ER é relevante para compreender a viabilidade do seu uso na Região Hidrográfica do Paraguai (RHP). Além disso, o desenvolvimento de equações locais, considerando as características locais, pode ser uma alternativa para melhorar a capacidade de predição dos métodos empíricos e auxiliar na compreensão da dinâmica hidrossedimentológica local. Dessa forma, este artigo tem por objetivos: i) Investigar se os principais métodos empíricos são boas alternativas para a estimativa de ER na RHP; ii) Desenvolver modelos empíricos regionais para prever a ER a partir dos empreendimentos em operação; iii) Comparar a capacidade preditiva de ER entre os modelos regionais e os principais modelos clássicos; iv) Avaliar os efeitos dos empreendimentos hidrelétricos em operação na retenção de sedimentos.

Materiais e Métodos

O presente trabalho foi realizado com base em dados de 23 reservatórios (Figura 1) em operação, localizados na Região Hidrográfica do Paraguai (RHP). Os dados referem-se às características dos reservatórios e carga de sedimentos. As características utilizadas foram: capacidade de armazenamento (C), área alagada (Al), Vazão (Q), Potência (Pot), Entrada Anual de Água (I), Comprimento máximo do Reservatório (Lmáx), e Área de Drenagem (Ad). A bacia possui área de 363.442 Km2 entre os estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul (região do centro-oeste brasileiro), dos quais 215.813 Km2 formam a região de planaltos e 147.629 Km2 correspondem à planície do Pantanal.

As características hidráulicas e morfométricas dos reservatórios foram fornecidas pelos operadores de cada empreendimento. As vazões e as concentrações de sedimentos em suspensão foram obtidas a partir da integração de bancos de dados secundários e primários. A base secundária foi levantada a partir dos relatórios de monitoramento ambiental dos empreendimentos hidrelétricos entregues na Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Estado de Mato Grosso (SEMA-MT), exceto da Usina Hidrelétrica de Ponte de Pedra, que foi fornecido pelo operador do empreendimento. Foram selecionados os empreendimentos que possuem estações de amostragens a montante e a jusante, empreendimentos com apenas uma estação foram desconsiderados. Os dados primários foram coletados em 23 empreendimentos, durante o período de junho de 2018 a julho de 2019. As amostragens também foram realizadas a montante e a jusante de cada empreendimento.

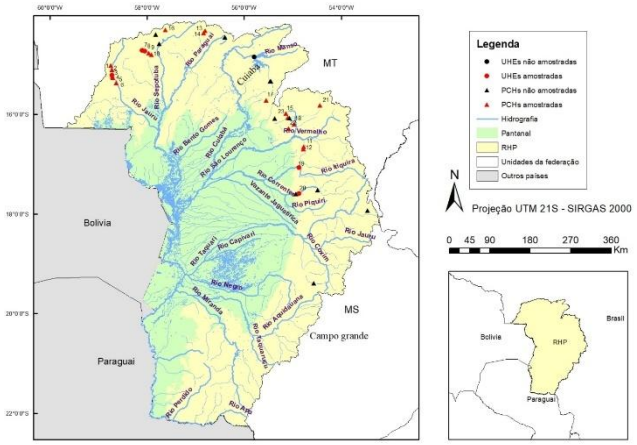


Figura 1: Mapa de Localização dos Reservatórios da RHP.

A primeira etapa foi determinar a eficiência de retenção (ER) observada em cada um dos reservatórios analisados. A ER observada representa a proporção de sedimentos capturados pela barragem, com base em dados de coletas em campo, tendo como entrada de dados para esse cálculo a carga de sedimentos de entrada e saída do reservatório. Para o cálculo da carga de sedimentos, foi utilizada apenas a parcela de sedimentos em suspensão. O órgão ambiental local, em seu termo de referência para empreendimentos hidrelétricos, não exige a medição direta da carga de leito, sendo utilizada apenas estimativa pelo método de Colby, sem procedimentos de validação necessários. Portanto, sua inclusão no cálculo de ER adicionaria incertezas aos valores. Dessa forma, a partir da média das concentrações de sedimentos em suspensão e da vazão, foi calculada a descarga sólida em suspensão média diária para o período amostral de cada ponto (equação 1). Após, a carga anual de sedimentos na entrada e saída dos reservatórios (equação 2), e, por fim, a ER observada foi obtida com a equação 1. Os reservatórios que apresentaram ER negativa não foram considerados nas etapas subsequentes do trabalho.

$$QSS_d = 0{,}0864 * Q * CSS \quad (1)$$

$$QSS_a = QSS * 365 \quad (2)$$

Onde: QSSd = Carga sólida em suspensão (Ton/dia), Q = Vazão (m^3/s), CSS = Concentração de sedimentos em suspensão (mg/L), e QSSa = Carga sólida em suspensão (Ton/ano).

Além disso, o teste não paramétrico de Mann-Whitney foi aplicado para analisar se a presença de descarregador de fundo, reservatórios a montante dos empreendimentos e capacidade de armazenamento provocam alguma variação na ER observada, para amostras independentes com nível de significância de $p \leq 0{,}05$.

Para investigar a viabilidade do uso dos principais modelos empíricos para estimativa de ER, foi necessário considerar os critérios de aplicabilidade propostos pelos autores de cada

modelo. Foi constatado que os empreendimentos hidrelétricos amostrados neste estudo apresentam uma característica comum: possuem Capacidade de armazenamento menor ou aproximadamente igual a 0,1 Km³, sendo considerados pequenos reservatórios (CARVALHO, 2008).

Considerando essa característica, os modelos clássicos de Churchill (1948) e Heinemann (1981) foram utilizados para prever a ER dos reservatórios. O modelo de Churchill foi desenvolvido para aplicação em reservatórios com capacidade de armazenamento ≤ 0,1 km3, com sedimentos de origem local ou finos descarregados por reservatórios a montante, e são utilizados também em outras estruturas, como bacias de sedimentação e de contenção de inundação (TESCHKE, 2010). A equação utiliza o índice sedimentação (IS) para obter a ER, que é calculada a partir do comprimento do reservatório, vazão e capacidade de armazenamento.

O modelo de Heinemann, uma modificação do modelo de Brune, é aplicável em reservatórios com capacidade de armazenamento < 0,5 Km³ (LI et al., 2018). Os dados de entrada para a equação são a capacidade de armazenamento de água no reservatório e entrada anual de água. Os resultados das estimativas geradas pelos modelos foram comparados com os valores observados em campo. Para avaliar a capacidade preditiva dos modelos clássicos, foi analisada a frequência dos erros, considerando aceitáveis estimativas com erros absolutos ≤10% da ER.

O desenvolvimento do modelo empírico regional de estimativa de Eficiência de retenção (ER) foi baseado na estratégia de adaptação dos métodos clássicos, com equações de regressão a partir de características influentes na ER. As características influentes testadas foram: capacidade de armazenamento (C), área de drenagem (Ad), vazão (Q), comprimento do reservatório (L) e carga de entrada de sedimentos em suspensão (Ces). A Ces refere-se à descarga sólida em suspensão (QSS) de montante de cada barramento utilizada no cálculo de ER observada. Esses dados também foram utilizados para calcular as relações C/I e o índice de sedimentação (IS).

As características C, Ad, Q e L utilizadas foram escolhidas em função de seu uso nos principais modelos empíricos. Brown (1943) utilizou a C relacionando com a Ad, Churchill (1948) usou o IS, obtido a partir da C, Q e L, enquanto Brune (1953), e os modelos adaptados, como Dendy (1974), Gill (1979) e Siyam (2000), usaram a relação C/I (FIDA e ASHIQ, 2016). A opção de adicionar a variável Ces baseou-se na influência que esse componente possui na ER. A disponibilidade do banco de dados também foi um fator determinante para seleção de variáveis para o estudo.

Foram analisados modelos de regressão linear, potencial, exponencial e logaritmo com as características dos reservatórios e as relações C/I e IS como variáveis independentes e a ER como variável dependente. Devido ao pequeno número de amostras, os modelos foram limitados a dois parâmetros.

Na elaboração dos modelos, foram realizados os seguintes procedimentos: testavam-se as equações para o conjunto de amostras disponíveis, e, em seguida, verificavam-se os erros de estimativa por reservatório. Na etapa final, foi feita uma comparação entre os desempenhos de estimativa de ER dos modelos gerados, considerando o coeficiente de determinação (R^2) e os erros percentuais. A partir desses critérios de desempenho, as equações foram classificadas como adequadas ou não para o uso na RHP, e as suas respectivas estatísticas do erro foram calculadas.

Os valores de ER estimados pelos métodos empíricos de Churchill e Heinemann, assim como os métodos empíricos regionais, foram comparados com os dados de ER observados nos reservatórios com intuito de verificar qual deles possui melhor desempenho. Para isso, foram calculados o erro percentual (%) e o erro absoluto médio (MAE).

Resultados

Os dados de ER observados, obtidos para os 23 reservatórios da Região Hidrográfica do Paraguai (RHP), são apresentados na Tabela 1. Nos reservatórios, a concentração de sedimento em suspensão encontra-se na faixa de 2 mg/L a 99 mg/L, com vazões médias de 4 m³/s a 108 m³/s. As maiores retenções foram encontradas nas PCH Poxoréu e PCH Indiavaí, com 94,48% e 75,74%, respectivamente, e os menores para a UHE Juba (2,32%), PCH Sete Quedas Alta (9,28%) e PCH Antônio Brennant (9,82%). A PCH Pampeana apresentou 25,75% de retenção e 29,93% para a UHE Itiquira. Para os demais empreendimentos, as ER ficaram na faixa de 30% a 60%. Os empreendimentos hidrelétricos PCH Água Prata, PCH Figueirópolis e UHE Juba I apresentaram ER negativos, e, por isso, não foram utilizados para o desenvolvimento dos modelos empírico regional.

A análise Mann-Whitney indicou que o grupo de amostras com presença de reservatórios a montante não se diferenciou significativamente daqueles que não possuem essa característica em relação à ER observada (Figura 3). Nos dois casos, a variabilidade em torno da mediana foi semelhante. Também verificou-se que a existência de descarregadores de fundo não provocou diferenças, mas com maior variabilidade em torno da mediana para a situação em que existe descarregador de fundo. A variação da capacidade de armazenamento não influenciou a retenção, com maior variabilidade quanto à média nas amostras com volumes menores ou iguais a 0.0033 Km³.

Tabela 1: Concentração de sedimentos em suspensão (CSS), vazão e eficiência de retenção (ER) dos reservatórios amostrados na Região Hidrográfica do Paraguai.

Rio	Empreendimento	CSS média (mg/l)	Vazão média (m³/s)	Descarga sólida em suspensão (Ton/ano)		ER (%)
				Montante	Jusante	
Jauru	PCH Antônio Brennand	13,67	46,5	20050,58	18081,78	9,82
	PCH Ombreiras	10,84	60,0	20506,67	10526,92	48,67
	UHE Jauru	6,57	85,5	17706,52	11448,02	35,35
	PCH Indiavaí	50,28	62,00	18353,36	4452,18	75,74
	PCH Salto	-	79,9	-	12411,79	-
	PCH Figueirópolis	9,48	72,0	21540,34	29915,63	-38,88
Juba	UHE Juba I	11,45	55,2	19934,49	22375,74	-12,25
	UHE Juba II	11,23	61,3	21688,15	21185,80	2,32
	PCH Graça Brennand	24,88	54,20	9080,10	3967,23	56,31
	PCH Pampeana	10,12	80,0	25531,76	18957,26	25,75
Ponte de pedra	PCH José Gelázio	10,51	26,9	8914,93	17672,39	-98,23
	PCH Rondonópolis	18,38	28,6	16590,17	8516,26	48,67
Santana	PCH Diamante	11,58	12,9	4717,19	-	-
	PCH Santana I	-	7,8	-	3368,91	-
Saia Branca	PCH Pequi	4,59	9,13	1676,53	1430,47	14,68
Córrego maracanã	PCH Maracanã	2,27	4,02	829,60	496,71	40,13
Aricá-mirim	PCH São Tadeu	3,30	4,42	1204,20	819,94	31,91
São lourenço	PCH São Lourenço	27,16	108,0	92515,78	37702,96	59,25
Itiquira	UHE Itiquira	62,97	72,9	144773,59	101446,52	29,93
Correntes	UHE Ponte de Pedra	58,11	68,02	21211,80	9838,09	53,62
Poxoréu	PCH Poxoréu	98,90	20,40	34271,75	1890,27	94,48
Ibó	PCH Sete Quedas Alta	11,73	12,2	4514,40	4095,44	9,28
Prata	PCH Água Prata	14,75	6,3	2940,54	4738,57	-61,15

CSS - Concentração de sedimentos em suspensão; ER - Eficiência de Retenção.

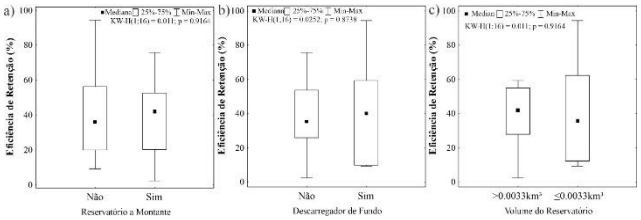


Figura 3: Influência de reservatórios a montante, descarregador de fundo e volume do reservatório na eficiência de retenção (ER).

Os erros de estimativa de ER, a partir dos modelos empíricos de Churchill e Heinemann para a Região Hidrográfica do Paraguai, podem ser visualizados na Figura 7. As predições calculadas estimaram valores de ER entre -20,67% e 73,54% para o modelo de Heinemann, com apenas dois reservatórios apresentando erros percentuais abaixo de 10% (Figura 4). No modelo de Churchill, a variação ocorreu entre 17% e 98,5%, com três reservatórios com erros inferiores a 10% (Figura 4). Além disso, foi verificado que as incertezas associadas à utilização desses modelos são maiores que 10% em 14 dos casos avaliados para Heinemann e em 13 para Churchill.

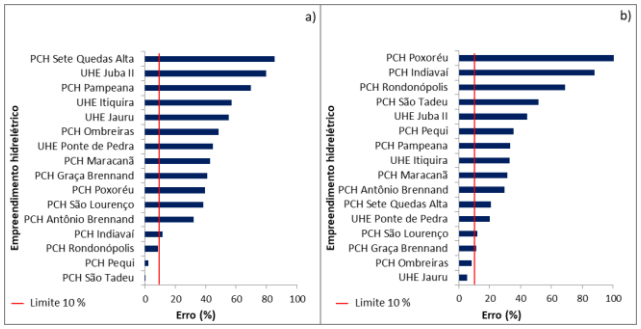


Figura 4. Erros percentuais de estimativa da eficiência de retenção para os modelos de Churchill e Heinemann para a Região Hidrográfica do Paraguai.

Os modelos empíricos regionais desenvolvidos para a Região Hidrográfica do Paraguai (RHP) que apresentaram os melhores desempenhos são apresentados na tabela 2. No total, foram testados 28 arranjos das características influentes na Eficiência de retenção (ER). Os melhores modelos são compostos pelas combinações do Índice de sedimentação (IS) e da relação Capacidade de armazenamento/Entrada anual de água (CI) com Área de drenagem (Ad). Os modelos linear e exponencial utilizam IS e a variável Ad, e os modelos logaritmo e potencial são a combinação do CI com a Ad.

Tabela 2: Modelos empíricos regionais desenvolvidos para a Região Hidrográfica do Paraguai

Modelo	Tipo	Equação	MAE	RMSE	Viés	R^2
1	Linear	$ER = 31{,}1626 + (3{,}2068^{-8} * IS) + (-0{,}0029 * Ad)$	17,286	23,229	$8{,}969^{-8}$	0,094
2	Exponencial	$ER = Euler\,\hat{}\,(2{,}4597 * IS^{0{,}0028} * Ad^{0{,}0466})$	18,408	23,215	$6{,}716^{-2}$	0,095
3	Logaritmo	$ER = -27{,}6875 + (-1{,}4312 * LNci) + (8{,}1910 * LNAd)$	18,999	23,114	$9{,}973^{-9}$	0,103
4	Potencial	$ER = 6{,}0595 * CI^{-0{,}0371} * Ad^{0{,}2276}$	18,903	23,080	$-9{,}386^{-2}$	0,105

No ajuste das equações de regressão, todos os modelos logaritmo apresentaram coeficiente de determinação (R^2) menor ou igual a 0,105. O viés indicou superestimativa nos modelos 1, 2 e 3, e subestimativa no modelo 4. Também foram obtidos valores acima de 17 e 23 para o MAE e RMSE, indicando elevados erros individuais. O menor MAE foi obtido no modelo linear. Dessa forma, nenhum dos modelos empíricos regionais se mostrou adequado para aplicação na RHP.

Na Figura 6, são apresentados os resultados da comparação entre as estimativas de ER dos reservatórios na Região Hidrográfica do Paraguai (RHP) com os modelos de Churchill, Heinemann e os Modelos locais desenvolvidos (Exponencial, linear, logaritmo e potencial). Em todos os modelos locais, os erros percentuais foram inferiores a 10%, em apenas três reservatórios analisados. A variação dos erros foi de 7,47% a 42,15% no modelo exponencial, de 2,53% a 40,65% no linear, entre 2,62% e 46,81% para o logaritmo e de 2,71% a 45,68% no modelo potencial. Os métodos de Churchill apresentaram o maior erro entre os modelos em 10 dos 16 reservatórios, e com o de Heinemann isso ocorreu em cinco pontos amostrados.

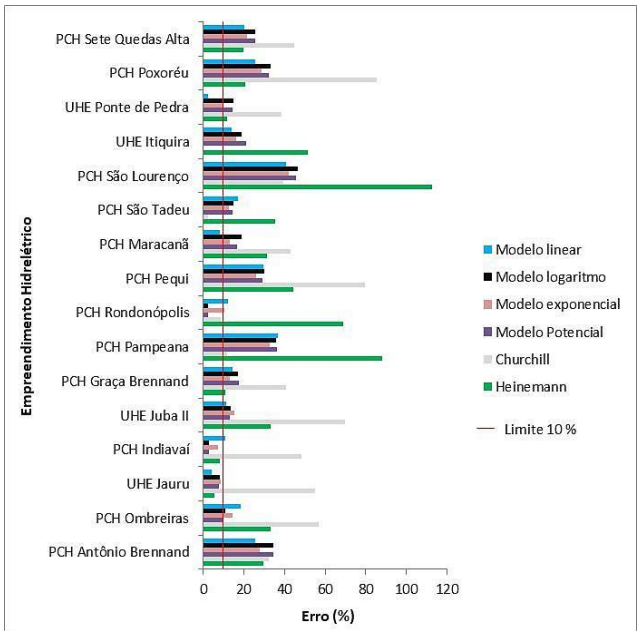


Figura 5: Erros percentuais de estimativa da eficiência de retenção por modelo para a Região Hidrográfica do Paraguai.

Discussão

A Eficiência de Retenção (ER) observada apresentou valores negativos em alguns dos reservatórios amostrados da Região Hidrográfica do Paraguai (RHP). Nas PCHs Engenheiro José Gelázio da Rocha, Figueirópolis e Juba podem estar associados a aportes de sedimentos de afluentes não monitorados. Além disso, a idade do reservatório pode causar interferências, pois a eficiência de retenção de sedimentos diminui com o tempo, na medida em que a capacidade do reservatório se reduz pelo assoreamento (CARVALHO, 2000). Outro fator influente nos resultados de ER obtidos que merece destaque é o fato de o cálculo da retenção de sedimentos ter levado em consideração apenas a carga de sedimentos em suspensão. Em um rio, o sedimento que é transportado pode ser dividido em duas parcelas: sedimentos suspensos e sedimentos de carga no leito (SU e LU, 2016).

A capacidade de armazenamento e a existência de reservatórios a montante dos empreendimentos analisados não demonstrou influência na retenção de sedimentos pelo teste estatístico não paramétrico Mann-Whitney. O mesmo ocorreu com os descarregadores de fundo. Nos resultados, o que foi verificado é que, mesmo em reservatórios com descarregadores de fundo, houve retenção. Essas estruturas hidráulicas são construídas para permitir a passagem de sedimentos, mas possuem restrições quanto à área de influência. A liberação de sedimentos retidos só é eficiente em reservatórios com tempo de retenção inferior a 0,4 dias (KONDOLF et al., 2014). Desta forma, entre os 35 empreendimentos hidrelétricos em operação, 16 atenderiam a esta condição.

A eficiência de retenção (ER) de sedimentos tem sido utilizada em diversos estudos ao redor do mundo, com diferentes fatores nas fórmulas, e em diferentes tipos de reservatórios (LI et al., 2018), sendo as métodos empíricos os mais comumente usados (ISSA et al., 2015). Na Região Hidrográfica do Paraguai (RHP), os modelos empíricos de Churchill e Heinemann não conseguiram prever a ER de forma satisfatória para os reservatórios amostrados. Os erros de estimativa superiores a 10%, em 81% dos casos no modelo de Churchill, e 88% para Heinemann, indicam a capacidade limitada de utilização desses modelos na bacia. Em um estudo semelhante, Fida e Ashiq (2016) utilizaram modelos empíricos para predição de ER em três reservatórios do Paquistão e obtiveram bons desempenhos na estimativa. Foram utilizados dados de coleta de sedimentos em suspensão para calcular a retenção observada. Para o método de Churchill, os erros percentuais encontrados ficaram abaixo de 3% para os reservatórios analisados, mostrando-se viável para utilização no local.

Espinosa-Villegas e Schnoor (2009), aplicando vários modelos no reservatório Coralville, nos Estados Unidos, também encontraram baixos erros percentuais para o modelo de Churchill, próximos de 1%, porém com 17% para Heinemann na predição da ER média de sedimentos em suspensão. Li et al., (2018) aplicaram alguns dos principais modelos empíricos, incluindo o de Heinemann, e testaram a aplicabilidade em uma bacia do Alto Yangtze, na China. Os autores utilizaram dados de reservatórios com capacidades variadas, agrupando-os em pequenos ($C<0,5$ Km^3) e grandes ($C>0,5$ Km^3). O método de Heinemann não se mostrou adequado para pequenos reservatórios, mesmo para aqueles com capacidade abaixo de 0,01 Km^3, semelhantes aos da RHP, demonstrando que existem situações em que esses modelos podem não ser usuais.

Nos casos onde os modelos empíricos não apresentam bons desempenhos, como ocorreu na RHP, os elevados erros podem estar relacionados a características das bacias locais, pois o uso desses modelos para prever ER para reservatórios podem não ser apropriados em regiões com características de regime de chuvas, resposta de escoamento e produção de sedimentos diferentes dos locais onde foram desenvolvidos (VERSTRAETEN E POESEN, 2000; TAN et al., 2019), sendo necessárias modificações para cada estudo de caso na obtenção de resultados precisos (GARG e JOTHPRAKASH, 2008).

A eficiência de retenção (ER) de sedimentos é influenciada por vários parâmetros, como velocidade de sedimentação e tamanho das partículas, geometria do reservatório, tempo de retenção e velocidade do escoamento que entra no reservatório, localização e profundidade das saídas de água (VERSTRAETEN E POESEN, 2000) em conjunto com características das bacias hidrográficas (JOTHIPRAKASH e GARG, 2008). Com base nesses parâmetros, os modelos empíricos foram desenvolvidos, utilizando relações entre entrada de água, capacidade do reservatório, entre outros, com a ER (TAN et al., 2019). Nesse contexto, os modelos empíricos locais que apresentaram os menores erros absolutos médios (MAE) de estimativa para a Região Hidrográfica do Paraguai (RHP) foram combinações entre o índice de sedimentação (IS) de Churchill e a variável Área de drenagem (Ad) nas equações de regressão do tipo linear e exponencial. A presença desses parâmetros no modelo indica que são importantes no processo de assoreamento dos reservatórios amostrados da RHP.

No caso do IS, ao considerar em seu cálculo o tempo de permanência e a velocidade média do fluxo através de um reservatório, torna esse componente capaz de descrever as condições hidráulicas com mais precisão do que outros métodos (TESCHKE, 2010), considerando que há uma relação direta entre ER e tempo de retenção do escoamento no reservatório (VOROSMARTY, 1997; VERSTRAETEN e POESEN, 2000). Para a Ad, o método de Brown desenvolveu uma equação com base nessa variável, demonstrando a possibilidade de relacionar a Ad com a ER.

Os erros de estimativa foram elevados nos modelos locais da Região Hidrográfica do Paraguai (RHP) e nos modelos empíricos da literatura, o que resulta na condição de que nenhum deles é adequado para a aplicação. Porém, na comparação da capacidade preditiva, os modelos empíricos regionais obtiveram melhor desempenho que os modelos empíricos de Churchill e Heinemann. Em estudo semelhante, Tan et al. (2019) compararam os métodos de Brown, Brune, Siyam e Jothprakash para 20 reservatórios no rio Yangtze superior, na China, e elaboraram um modelo local adaptado a partir da ER observada. O modelo adaptado apresentou melhor aplicabilidade e precisão no cálculo da eficiência de captura de sedimentos de grandes reservatórios do que outros modelos empíricos com erro percentual médio de 4,1%.

Jothiprakash (2008) também comparou os métodos de Brune e Brown para estimar a ER no reservatório Gobindsagar, localizado no rio Satluj, na região do Himalaia, na Índia, e desenvolveu um modelo local com base no método de Brune. No estudo, a equação de regressão local e uma adaptação do método de Brown modificado apresentaram os melhores desempenhos em relação aos métodos de Brune e de Brown sem modificações. Os erros percentuais foram inferiores a 2% em todos os modelos, mas com valores abaixo de 1% para o modelo empírico local. Além desses estudos, Fida e Ashiq (2016) e Li et al. (2018) também apresentaram métodos locais com maior capacidade de predição. No caso da RHP, é importante destacar que os erros encontrados nos modelos adaptados são superiores a todos esses estudos.

Assim sendo, os resultados da RHP corroboram com essas pesquisas no sentido de apontar que modelos adaptados produzem melhores predições, no caso dos modelos locais.

Os elevados erros percentuais de estimativa encontrados na RHP pela aplicação dos métodos Churchill e Heinemann, e também dos modelos regionais, despertam a atenção em relação à precisão desses modelos e as implicações em estudos de assoreamento na fase de projetos de barragens. A análise do processo de assoreamento integra atividades do projeto de construção e manutenção de barragens, tendo importância na colocação correta de órgãos de tomada de água e na prevenção de possíveis dificuldades de operação (CABRAL, 2005).

A ER de sedimentos nos reservatórios também é um dos principais parâmetros na determinação da vida útil de empreendimentos hidrelétricos, uma vez que a sedimentação diminui a capacidade de armazenamento (ISSA et al., 2015; ALIGHALEHBABAKHANI et al., 2017). Essa diminuição no volume de armazenamento provoca a redução de funções do reservatório, seja ela controle de inundação, produção de eletricidade ou abastecimento de água. Desse modo, uma previsão equivocada da ER pode acarretar prejuízos operacionais, econômicos e sociais.

As pressões ambientais que têm origem na construção de reservatórios possuem atuação sobre a quantidade, qualidade e distribuição no transporte de água, sedimentos em suspensão e materiais dissolvidos e particulados (OLIVEIRA et al. 2020). A implantação da barragem causa mudanças nas condições hidrossedimentológicas do rio (FANTIN-CRUZ, et al., 2020), colocando uma barreira que provoca a deposição dos sedimentos liberando apenas uma porção reduzida da carga para a jusante (BRANDT, 2000; FIDA e ASHIQ, 2016; ZANIN et al., 2017). Neste sentido, com base nos resultados obtidos de Eficiência de Retenção observada, verificou-se a ocorrência de retenção no fluxo de sedimentos na Região Hidrográfica do Paraguai (RHP), causados pelos empreendimentos hidrelétricos amostrados, principalmente nos rios Jauru, São Lourenço, Poxoréu e Juba. Entre esses rios, o Jauru e o São Lourenço são dois dos maiores afluentes do Rio Paraguai (OLIVEIRA et al., 2019). O rio São Lourenço ainda possui outra importante relação por apresentar elevada capacidade de transporte de sedimentos para a planície pantaneira, juntamente com a região do rio Taquari (FANTIN-CRUZ et al. 2020).

Do ponto de vista geomorfológico, o efeito causado pela alteração no fluxo de sedimentos nos rios é o aumento do poder erosivo do mesmo, no trecho à jusante (KONDOLF, 1997). Esse processo de erosão provoca problemas ecológicos, como a subsidência do nível das águas subterrâneas associada à incisão nos rios e a perda correspondente da função de planície de inundação, que coloca em risco a flora e a fauna locais (HECKMANN, 2017). Na planície, a preocupação se deve a interligação entre os processos ecológicos da região da planície com eventos, naturais ou não, na parte alta da bacia. Os rios e planícies de inundação constituem uma única unidade hidrológica e geomorfológica caracterizada por transferências contínuas de água e sedimentos entre os dois componentes (KONDOLF, 1997). Dessa forma, as ações oriundas do Planalto podem causar impactos diretos sobre o Pantanal.

Benn e Erskine (1994) relatam em seu estudo na barragem de Windamere, na Austrália, mudanças no trecho de jusante, tais como a contração do canal, redução do tamanho médio do material de leito e invasão de vegetação em diferentes locais, para retenções entre 95% e 98% da carga de sedimentos recebida. No caso da RHP, apenas um reservatório apresentou ER próxima a esse valor. Porém, um efeito combinado dos reservatórios pode ser prejudicial. Kummu et al. (2007) avaliaram oito barragens em operação e propostas na bacia do rio Mekong, com eficiência de retenção individual estimada variando entre 61% e 92%, e detectaram que, em conjunto, esses reservatórios poderiam causar uma retenção total de 94%, aumentando a erosão de leitos e margens a jusante e com impactos negativos na produtividade do ecossistema.

No Pantanal, os habitat mudam em função dos fluxos de água, que levam nutrientes e sedimentos responsáveis pelo enriquecimento desses habitat, criando condições favoráveis para a proliferação de microrganismos, plantas, invertebrados, peixes, herpetofauna, aves e mamíferos (ALHO e SABINO, 2012). Dessa forma, barrando-se fluxos naturais de sedimentos, assim como de água, nutrientes nos reservatórios, coloca-se em risco a manutenção da saúde ambiental do Pantanal, comprometendo processos geomorfológicos e ecológicos que regulam a biodiversidade e os serviços ambientais da região (ZANATA e MACIEL, 2020). Considerando que, além dos reservatórios em operação, ainda existe a possibilidade de implantação de mais empreendimentos hidrelétricos, há riscos potenciais de intensificação desses efeitos.

Comentários finais

O presente estudo detectou que os reservatórios da Região Hidrográfica do Paraguai têm causado retenção da carga de sedimentos e demonstrou que os métodos empíricos de determinação de eficiência de retenção de sedimentos para pequenos reservatórios não podem ser utilizados indiscriminadamente na Bacia, devido aos elevados erros de estimativa. Ademais, apresentou modelos empíricos locais, utilizando a Área de drenagem (Ad) associada ao índice de sedimentação (IS) de Churchill e a relação C/I (capacidade de armazenamento/entrada anual de água) de Brune. Esses modelos regionais apresentaram erros inferiores aos métodos mais tradicionais – de Churchill e Heinemann –, mas também com elevados erros de estimativa. Desse modo, as equações locais baseadas nos parâmetros influentes na retenção de sedimentos não são adequadas para aplicação, sugerindo o teste de outras abordagens em futuros estudos.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Universidade Federal de Mato Grosso e ao FINEP pelo apoio recebido.

Referências bibliográficas

Alighalehbabakhani, F.; Miller, C.J.; Selegean, J.P.; Barkach, J.; Abkenar, S.M.S.; Dahl, T.; Baskaran, M.; 2017. Sediment capture rates for two reservoirs in the Lake Erie Basin: past and present scenarios. Journal of Hydrology, v.544, pp.147–155.

Alho, C.J.R.; Sabino, J.; 2012. Seasonal Pantanal flood pulse: implications for biodiversity conservation—a review. Oecologia Australis, v.16, pp.958–978.

Benn, P.C.; Erskine, W.D.; 1994. Complex channel response to flow regulation: Cudgegong River below Windamere Dam, Australia. Applied Geography, v.14, n.2, pp.153–168.

Brandt, S.A.; 2000. Classification of geomorphological effects downstream of dams. Catena, v.40, n.4, pp.375–401.

Brown, C.B.; 1944. Discussion of sedimentation in reservoirs by Witzig, B.J. Transactions of the ASCE, v.109, p.2227.

Brune, G.M.; 1953. Trap efficiency of reservoirs. Transactions American Geophysical Union, v.34, pp.407–418.

Calheiros, D.F.; Castrillon, S.I.; Bampi, A.C.; 2018. Hidrelétricas nos rios formadores do Pantanal: ameaças à conservação e às relações socioambientais e econômicas pantaneiras tradicionais. Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais, v.9, n.1, pp.119–139.

Carvalho, N.O.; 2008. Hidrossedimentologia Prática. 2ª ed. Rio de Janeiro: Interciência.

Carvalho, N.O.; Filizola Júnior, N.P.; Santos, P.M.C.; Lima, J.E.F.W.; 2000. Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios. Brasília: ANEEL.

Churchill, M.A.; 1948. Discussion of "Analysis and use of reservoir sedimentation data". In: Proceedings of the Federal Interagency Sedimentation Conference, Washington, DC, pp.139–140.

Espinosa-Villegas, C.O.; Schnoor, J.L.; 2009. Comparison of long-term observed sediment trap efficiency with empirical equations for Coralville Reservoir, Iowa. Journal of Environmental Engineering, v.135, n.7, pp.518–525.

Fantin-Cruz, I.; Pedrollo, G.; Zeilhofer, P.; Hamilton, S.K.; 2015. Changes in river water quality caused by a diversion hydropower dam bordering the Pantanal floodplain. Hydrobiologia, v.768, pp.223–238.

Fantin-Cruz, I.; Oliveira, M.D.; et al.; 2020. Further development of small hydropower facilities will significantly reduce sediment transport to the Pantanal wetland of Brazil. Frontiers in Environmental Science, v.8, pp.1–9.

Fid, Z.; Ashiq, M.; 2016. Estimation of trap efficiency and life of large reservoirs by using empirical equations. University of Engineering and Technology Taxila Technical Journal, v.21, n.1, p.3.

Garg, V.; Jothiprakash, V.; 2008. Trap efficiency estimation of a large reservoir. ISH Journal of Hydraulic Engineering, v.14, n.2, pp.88–101.

Gill, M.A.; 1979. Sedimentation and useful life of reservoirs. Journal of Hydrology, v.44, n.1–2, pp.89–95.

He, F.; Zarfl, C.; Tockner, K.; et al.; 2024. Hydropower impacts on riverine biodiversity. Nature Reviews Earth & Environment, v.5, pp.755–772.

Heckmann, T.; Hass, F.; Abel, J.; Rimbock, A.; Becht, M.; 2017. Feeding the hungry river: Fluvial morphodynamics and the entrainment of artificially inserted sediment at the dammed river Isar, Eastern Alps, Germany. Geomorphology, v.293, pp. 287–301.

Heinemann, H.G.; 1981. A new sediment trap efficiency curve for small reservoirs. JAWRA Journal of the American Water Resources Association, v.17, n.5, pp.825–830.

Issa, I.E.; Al-Ansari, N.; Knutsson, S.; Sherwany, G.; 2015. Monitoring and evaluating the sedimentation process in Mosul Dam Reservoir using trap efficiency approaches. Engineering, v.7, pp.190–202.

Junk, W.J.; Cunha, C.N.; 2005. Pantanal: a large South American wetland at a crossroads. Ecological Engineering, v.24, pp.391–401.

Kondolf, G.M.; 1997. Hungry water: Effects of dams and gravel mining on river channels. Environmental Management, v.21, pp.533–551.

Kondolf, G.M.; et al.; 2014. Sustainable sediment management in reservoirs and regulated rivers: Experiences from five continents. Earth's Future, v.2, n.5, pp.256–280.

Li, J.; et al.; 2018. Estimating the sediment trap efficiency and lifespan of cascaded reservoirs in the Upper Yangtze River Basin, China. Lakes & Reservoirs: Research & Management, v.23, n.3, pp.204–216.

Maia, A.G.; Villela, S.M.; 2010. Análise qualitativa do assoreamento do reservatório de Promissão (SP). Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.15, n.1, pp.39–46.

Oliveira, M.D.; Fantin-Cruz, I.; et al..; 2020. Further development of small hydropower can alter nutrient transport to the Pantanal wetland of Brazil. Frontiers in Environmental Science, v.8:5790, pp.1–11.

Siyam, A.M.; 2000. Assessment of the current state of the Nile Basin reservoir sedimentation problems. Nile Basin Capacity Building Network (NBCBN), River Morphology Research Cluster, Group 1.

Souza, W.F.; Medeiros, P.R.; Brandini, N.; Knoppers, B.; 2011. Impactos de barragens sobre os fluxos de materiais na

interface continente-oceano. Revista Virtual de Química, v.3, n.2, pp.116–128.

Su, C.-C.; Lu, J.-Y.; 2016. Sediment load and bed cleaning during floods in gravel and sand bed reaches of intermittent rivers: A case study. Journal of Hydraulic Engineering, v.142, n.5, p.05016001.

Sultana, Q.; Naik, M.; 2015. Estimation of trap efficiency of Sriramsagar reservoir. International Journal of Research in Engineering and Technology, v.4, n.11, pp.116–122.

Sun, J.; Lucas, M.C.; Olden, J.D.; et al.; 2025. Towards a comprehensive river barrier mapping solution to support environmental management. Nature Water, v.3, pp.38–48.

Tan, G.; Chen, P.; et al..; 2019. Review and improvement of conventional models for reservoir sediment trapping efficiency. Heliyon, v.5, n.9, e02458.

Teschke, U.; 2010. Trap efficiency of a forebay in a low mountain range. In: River Flow 2010, pp.1119–1124.

Verstraeten, G.; Poesen, J.; 2000. Estimating trap efficiency of small reservoirs and ponds: Methods and implications for the assessment of sediment yield. Progress in Physical Geography, v.24, n.2, pp.219–251.

Vörösmarty, C.J.; Meybeck, M.; Fekete, B.; Sharma, K.; 1997. The potential impact of neo-Castorization on sediment transport by the global network of rivers. IAHS Publication, v.246, pp.261–273.

Zanatta, S.S.; Maciel, J.C.; 2020. Pantanal ameaçado: as contradições em torno das narrativas para produção de energia hídrica. Revista Brasileira de Meio Ambiente, v.8, n.1.

Zanin, P.R.; Bonumá, N.B.; Franco, D.; 2017. Comportamento hidrossedimentológico de bacia hidrográfica com reservatório. Geociências, v.36, n.1, pp.185–203.

ÁREA TEMÁTICA:

Interação Sedimento-Água

5°CIH

COMPARAÇÃO DE COAGULANTES NA SEDIMENTAÇÃO DE EFLUENTE BIOLÓGICO COM FOCO NO REUSO INDUSTRIAL

C. Silva[1], D. Reina[2], A. Prestes[3], R. J. E. Martins[4], J. M. T. A. Pietrobelli[5]

[1]Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Ponta Grossa, e-mail: caiquelabm@hotmail.com; [2]Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, e-mail: dayane.reina@agrocete.com;
[3]Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, e-mail: adriano.prestes@agrocete.com;
[4]Escola Superior de Tecnologia e Gestão. Instituto Politécnico de Bragança – Bragança, Portugal, e-mail: rmartins@ipb.pt
[5]Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Ponta Grossa, e-mail: jpietrobelli@utfpr.edu.br

Palavras-chave: reuso de água; coagulante; sedimentação.

Resumo

A crescente escassez hídrica e o aumento das demandas de água no setor industrial, reforçam cada vez mais a importância de buscar alternativas sustentáveis para o reuso deste recurso natural. Este estudo investiga a interação entre partículas sedimentares e a coluna d'água em uma Estação de Tratamento de Efluentes biológica (ETE bio) de uma indústria de fertilizantes e inoculantes, com foco na sedimentação e na avaliação do desempenho de coagulantes orgânicos e inorgânicos na remoção de sólidos suspensos. A pesquisa analisa como a escolha e dosagem de coagulantes influenciam a formação de flocos, a velocidade de deposição e a eficiência da clarificação de efluente industrial com característica biológica visando o reuso de água. Os resultados evidenciam que a química dos coagulantes e as condições operacionais modulam significativamente o comportamento dos sólidos em suspensão e sua interação com o meio líquido. A compreensão detalhada dessas interações permite aprimorar o desempenho do sistema, garantindo maior remoção de sólidos e viabilizando o reuso interno da água tratada. O estudo contribui com subsídios técnicos para o desenvolvimento de estratégias mais eficazes da sedimentação em sistemas industriais, integrando os princípios da hidrossedimentologia ao contexto do reuso de água.

Introdução

A intensificação da crise hídrica no Brasil tem impulsionado a adoção de tecnologias e estratégias voltadas ao reuso de água nos setores produtivos, especialmente na indústria. Para determinadas atividades produtivas, que necessitam de água com qualidade inferior ou não potável, a oferta pode ser suprida por água de reuso ou de chuva, sem comprometer a qualidade final do produto (BASTOS, 2019, p.21).

O tratamento avançado de águas residuais desempenha um papel muito importante e cada vez mais importante no tratamento de águas residuais urbanas e industriais, visando atingir as metas de qualidade da água de reuso e a proteção da saúde pública (ESTEKI, 2024, p.2).

Contudo, algumas indústrias geram efluentes altamente carregados de contaminantes que inviabilizam a reutilização mesmo após seu tratamento finalizado. Indústrias de fertilizantes, em especial, geram efluentes com características variáveis e elevada carga de sólidos suspensos, matéria orgânica e nutrientes. O tratamento de efluentes é um grande problema em plantas de fertilizantes tão complexas, do ponto de vista da poluição ambiental (BHANDARI, 2016, p.2).

Ao analisar as etapas da ETE visando otimizar a redução dos contaminantes mais elevados, a coagulação seguida da floculação são os processos mais eficazes para solucionar tal problema. Segundo Gao (2005) a coagulação e a floculação apresentam alta eficiência para remover os sólidos suspensos e a matéria orgânica do efluente.

Os coagulantes são geralmente classificados como substâncias orgânicas e inorgânicas, para o tratamento de águas residuais, os coagulantes inorgânicos são amplamente utilizados devido à sua eficácia na remoção de contaminantes e ao seu baixo custo (AYASH, 2022, p.126).

Diante deste cenário, este trabalho tem como objetivo analisar a cinética de sedimentação de sólidos no efluente de uma ETE bio instalada em uma indústria de fertilizantes e inoculantes localizada no estado do Paraná. O foco é avaliar a influência de diferentes coagulantes - sendo eles: cloreto férrico ($FeCl_3$) e policloreto de alumínio (PAC) ambos inorgânicos e tanino (orgânico) - sobre a remoção de sólidos suspensos, considerando parâmetros que afetam a interação entre os sedimentos e a coluna d'água. Os resultados contribuem para o aprimoramento de sistemas de reuso industrial de água e dialogam diretamente com os princípios da hidrossedimentologia, especialmente no que tange à deposição e controle de partículas no tratamento de efluentes.

Revisão da literatura

O processo de coagulação-floculação é comumente usado como uma tecnologia de tratamento físico-químico que geralmente é seguido por sedimentação (AYASH, 2022, p.126). De acordo com Esteki (2024), a principal finalidade da coagulação é aprimorar a remoção de partículas finas responsáveis pela turbidez no tanque de sedimentação.

A sedimentação é uma das etapas mais críticas nesse tipo de sistema, sendo responsável também pela remoção de sólidos suspensos (como flocos, areia e argila) do efluente tratado. Esse processo acontece de forma natural quando a água permanece em repouso, permitindo que a gravidade faça com que os sedimentos mais densos se depositem no fundo, originando uma camada de lodo (SATHYA, 2022, p.14).

A análise da sedimentação em processos industriais é essencial para a compreensão dos mecanismos de interação entre os sólidos suspensos e a coluna d'água. A formação dos flocos e a sua deposição são profundamente influenciados por variáveis como o pH, o tipo e a dosagem de coagulante, a presença de matéria orgânica e as condições hidrodinâmicas do sistema. Compreender essas relações é fundamental para melhorar o funcionamento da estação de tratamento, principalmente quando o foco é o reuso de água.

Numa estação de tratamento em escala real, a sedimentação irá ocorrer nos decantadores, cujas principais variáveis de controle são a taxa de escoamento superficial e o tempo de detenção hidráulica (FELICI, 2010, p.27).

Conforme descrito por Kim (2024), a eficiência do processo de sedimentação depende das propriedades das partículas sólidas ou floculantes que chegam no tanque de sedimentação.

Requisitos legais

No Brasil, o reuso de água em processos industriais é orientado por normas que buscam equilibrar a preservação do meio ambiente e a proteção da saúde pública, ao mesmo tempo em que promovem o uso consciente dos recursos hídricos e estimulam a adoção de práticas sustentáveis pelas indústrias. Este artigo baseou-se na Resolução CERH (Conselho Estadual de Recursos Hídricos) nº 122, de 19 de junho de 2023, que define critérios para reuso direto não potável em diversas modalidades, respeitando os marcos legais e regulatórios relacionados à gestão das águas no Brasil.

Mediante a ausência de parâmetros estabelecidos para os padrões de qualidade desta resolução na modalidade de reuso para Processos e Fins industriais, considerou-se a aplicação da água reutilizada internamente (pós-tratamento) conforme inciso I do art. 19 que define sua aplicação para "paisagismo, combate a incêndios, lavagem de pátios, veículos, pisos e uso sanitário". Nesse caso, de acordo com o art. 20 (§ 1º), mediante sua aplicação do art. 19, obedecerá aos parâmetros técnicos previamente definidos no art. 11 da resolução somente para os fins previstos no inciso I do art. 19 assim como considerada sua utilização nesse estudo e o que se espera neste momento da própria fábrica, buscando viabilizar o reuso em diferentes processos conforme sua otimização dos parâmetros de qualidade do efluente.

Os padrões de qualidade para o reuso de água em locais de acesso restrito (Classe B), conforme estabelecido no art. 11, podem ser consultados na Tabela1.

Tabela 1: Padrões de qualidade para reuso de água para lavagem de pátios e pisos (adaptado de Resolução CERH nº 122)

Padrões de Qualidade		Categoria de Água de Reuso
Parâmetro	Unidade de Medida	Classe B
pH	-	6 a 9
Coliformes termotolerantes ou *Escherichia coli*	UFC/100mL	1000
Ovos viáveis de helmintos	Ovos L^{-1}	< 1
Cloro Residual Total (CRT) (1)	mg L^{-1}	0,5 < CRT < 2
Condutividade elétrica (CE) (2)	mS cm^{-1}	3200

(1) Após a saída da estação de tratamento de águas residuárias
(2) Parâmetro exigido somente para uso em irrigação paisagística

Segundo Faria (2020), na indústria a qualidade da água de reuso é determinada conforme as características da aplicação e as necessidades do processo produtivo, de modo a não comprometer as operações industriais nem a qualidade do produto.

Metodologia

Caracterização do sistema de tratamento

O estudo foi conduzido em uma Estação de Tratamento de Efluentes biológica (ETE bio) de uma indústria química de fertilizantes e inoculantes (biofertilizantes naturais) localizada no estado do Paraná. A ETE bio recebe o efluente proveniente da fábrica de inoculantes e um pequeno volume de sanitários de apenas 2 setores da fábrica (aproximadamente 20% do efluente bruto).

Após a equalização e aeração, o efluente segue para as etapas de floculação, decantação e desinfecção. O tratamento biológico opera com sistema aeróbio de lodos ativados com a inserção de oxigênio por sopradores de ar.

Amostragem e caracterização dos efluentes

Foram coletadas amostras do efluente bruto e pré-tratado para análise no jar test e avaliação dos processos físico-químicos. Os testes tiveram como finalidade simular, em ambiente controlado de laboratório, as condições operacionais típicas dos processos de coagulação, floculação e sedimentação, para aproximar sua operação em escala real da ETE bio.

As amostras foram analisadas para os seguintes parâmetros: pH e Cloro Residual Total (CRT) no laboratório da própria fábrica, já os outros parâmetros conforme estabelece a Resolução CERH nº 122 precisaram ser avaliados por meio de análise externa em laboratório especializado.

Ensaios de jar test

Foram realizados ensaios de tratabilidade para avaliar o desempenho de diferentes coagulantes, inorgânicos (PAC e cloreto férrico) e orgânico (tanino) na remoção de sólidos e

melhoria da sedimentação. Com a utilização dos coagulantes inorgânicos observou-se uma alteração no pH das amostras de efluente (tornando-as levemente ácidas), necessitando dosar reagente alcalino (hidróxido de sódio – NaOH) para correção do pH. Após encontrar os volumes ideais de dosagem de cada coagulante de maneira isolada, foi proposto a dosagem de polímero aniônico (concentração 3%, dosando 12 ml L^{-1}) para finalização do processo de decantação dos flocos.

Para as diversas comparações a serem realizadas, o tempo (menor) apresenta grande relevância, tendo em vista o maior problema encontrado na ETE bio em escala real, pois esse problema impede o tratamento mais acelerado em dias de maiores volumes de efluentes recebidos.

Cada ensaio consistiu em uma etapa de agitação rápida (100 rpm por 2 minutos) e repouso (decantação) por 10 minutos, analisando 3 concentrações diferentes para cada coagulante. Os sobrenadantes foram analisados quanto à turbidez residual e volume de lodo formado.

Ensaio de coagulação

Com as amostras de efluente biológico, pós tanque de aeração, iniciaram os ensaios em laboratório para avaliar a eficiência da coagulação e floculação de cada um dos coagulantes separadamente. Sendo analisado 1 litro de efluente em cada jarro e 3 jarros por análise, variando os volumes dosados de coagulante mediante o conhecimento prévio de dosagens ideais para cada se alcançar a maior eficiência de tratamento conforme os ensaios já realizados anteriormente de maneira empírica.

Cloreto Férrico ($FeCl_3$)

Para o cloreto férrico (inorgânico), foi utilizado o produto fornecido pelo fabricante com concentração entre 40 e 60%, os volumes dosados no jar test foram: 2, 4 e 6 ml L^{-1} sendo (A), (B) e (C) respectivamente. Porém por característica do próprio coagulante (cloreto férrico), após sua dosagem o pH do efluente apresenta alteração significativa (característica ácida), necessitando de uma correção com NaOH para alcançar equilíbrio e adequação conforme a Resolução CERH nº 122 que exige pH mínimo 6.

Na Tabela 2 são apresentados os volumes dosados de cloreto férrico, e os valores de pH do efluente antes e depois de sua correção.

Tabela 2: Variações de pH e correções mediante dosagem de cloreto férrico ($FeCl_3$)

$FeCl_3$ (ml L^{-1})	pH após dosagem	NaOH (ml L^{-1})	pH ajustado
2	4,74	3	6,15
4	3,80	6	6,01
6	2,71	9	6,15

A Figura 1, mostra as diferentes camadas formadas (efluente tratado e lodo) após dosagem de cloreto férrico.

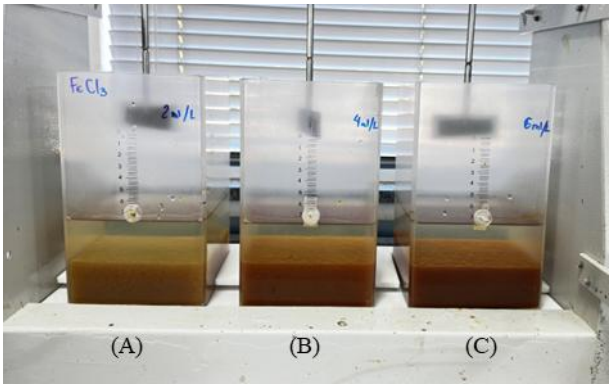


Figura 2: Sedimentação do efluente com dosagem de cloreto férrico.

PAC

Para o teste com o PAC foi utilizado o produto concentrado (solubilizado) com concentração de 18%, dosando volumes semelhantes ao anterior: 2, 4 e 6 ml L^{-1}, (A), (B) e (C) nesta ordem. O pH da amostra após adicionar PAC também apresentou alteração significativa (levemente ácido), demandando dosagem de NaOH.

A Tabela 3, indica os volumes dosados de PAC, o pH do efluente antes e depois de sua correção.

Tabela 3: Variações de pH e correções mediante dosagem de PAC

PAC (ml L^{-1})	pH após dosagem	NaOH (ml L^{-1})	pH ajustado
2	5,20	2,0	6,52
4	4,85	3,5	6,13
6	4,67	5,5	6,28

A Figura 2, apresenta as variações de sedimentação de sólidos do efluente com pH corrigido em diferentes dosagens do coagulante PAC.

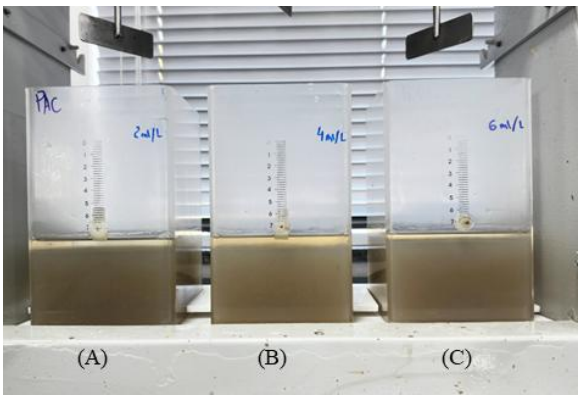


Figura 2: Sedimentação do efluente com dosagem de PAC.

Tanino

Ao utilizar o tanino (coagulante orgânico) concentração de 62,5 g L^{-1}, não se observa alteração de pH no efluente após sua dosagem em diferentes volumes, variando sua dosagem entre: 4, 5 e 6 ml L^{-1}, sendo (A), (B) e (C) respectivamente. A Figura 3, mostra a sedimentação após a dosagem do coagulante orgânico.

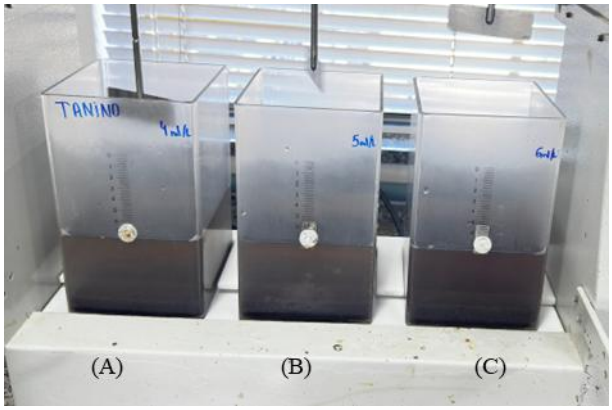


Figura 3: Sedimentação do efluente com dosagem de tanino.

Tanino + PAC

Para avaliar possíveis melhorias provenientes da combinação de diferentes coagulantes, foi proposto a dosagem de tanino junto ao PAC (coagulante orgânico com inorgânico em solução). Onde variou-se somente o volume dosado de tanino, 4, 5 e 6 ml L^{-1}, sendo (A), (B) e (C) e a dosagem de PAC se manteve constante (2 ml L^{-1}) em ambas as amostras.

Porém, como o PAC alterou o pH, foi necessário ajuste com NaOH.

A Tabela 4 apresenta os volumes dosados da combinação dos coagulantes e a correção de pH para adequação conforme a Resolução.

Tabela 4: Variações de pH e correções mediante dosagem de tanino + PAC

Tanino + PAC (ml L^{-1})	pH após dosagem	NaOH (ml L^{-1})	pH ajustado
4 + 2	5,17	1,5	6,09
5 + 2	5,11	1,5	6,13
6 + 2	5,13	1,5	6,15

Mediante as variações, a Figura 4 ilustra a sedimentação de sólidos do efluente após a dosagem da combinação do coagulante orgânico junto ao coagulante inorgânico.

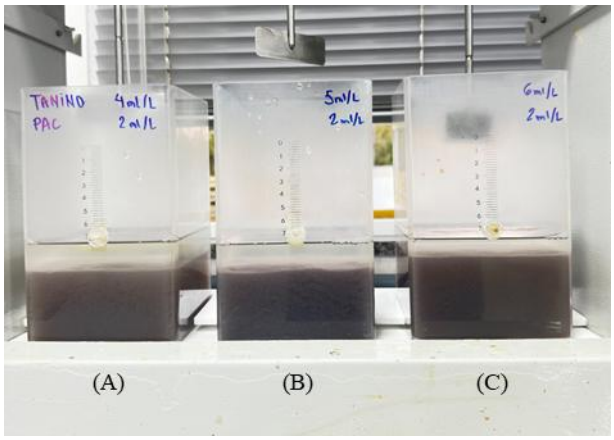


Figura 4: Sedimentação do efluente com dosagem de tanino + PAC.

Resultados e discussão

Conforme solicita a Resolução CERH nº 122 e mediante a sedimentação de sólidos apresentada pelos coagulantes tanino junto ao PAC, foram analisadas em duplicatas tanto o efluente bruto quanto o pré-tratado com a mistura de coagulantes que melhor atendeu a proposta da pesquisa. O cloreto férrico ($FeCl_3$) apresentou resultado satisfatório, porém necessitou maior volume de NaOH adicionado, tornando maior o risco operacional por ser um produto corrosivo e aumentando o custo do tratamento por adição do alcalinizante. Além disso, o cloreto férrico apresenta maior custo quando comparado com os três coagulantes analisados. Ou seja, mediante os resultados mais satisfatórios da amostra, somente a combinação de tanino com PAC foi analisada externamente com os parâmetros específicos da Resolução apresentada.

Tabela 5: Padrões de qualidade analisados do efluente Bruto e Tratado (adaptado de Resolução CERH nº 122)

Padrões de Qualidade		Categoria de Reuso		
Parâmetro	Unidade	Classe B	Efluente bruto	Efluente tratado
pH	-	6 a 9	3,92	6,86
Coliformes termotolerantes ou *Escherichia coli*	UFC/100mL	1000	>2.300,00	4,5
Ovos viáveis de helmintos	Ovos L^{-1}	<1	<1	<1
Cloro Residual Total (CRT)	mg L^{-1}	0,5 < CRT < 2	<0,5	1,7
Condutividade elétrica (CE)	mS cm^{-1}	3200	655	5,18

Como a Resolução exige um valor mínimo para condutividade elétrica somente em casos de irrigação paisagística e essa não será a aplicação do efluente tratado, esse parâmetro não foi considerado.

A combinação entre tanino e PAC resultou num maior volume de sólido (lodo) decantado. O que representa maior efetividade na remoção de sólidos que interferem na turbidez do sobrenadante.

A Tabela 5, representa os valores de eficiência do processo de sedimentação quando comparados quanto aos parâmetros de turbidez (NTU) e DQO (mg O_2 L^{-1}).

Tabela 5: Eficiência de sedimentação mediante dosagem de tanino + PAC

Parâmetro	Efluente antes sedimentação	Efluente pós sedimentação	Eficiência de sedimentação (%)
Turbidez (NTU)	966	8,9	99
DQO (mg O_2 L^{-1})	13000	3200	75

Mediante tais informações, analisando a sedimentação dos sólidos (lodo), a Figura 5 mostra as diferentes fases do

processo em diferentes tempos, pode-se, portanto, avaliar seu volume decantado após 30 min (B) e 3 horas (C), quando comparados com o efluente no tempo zero (A).

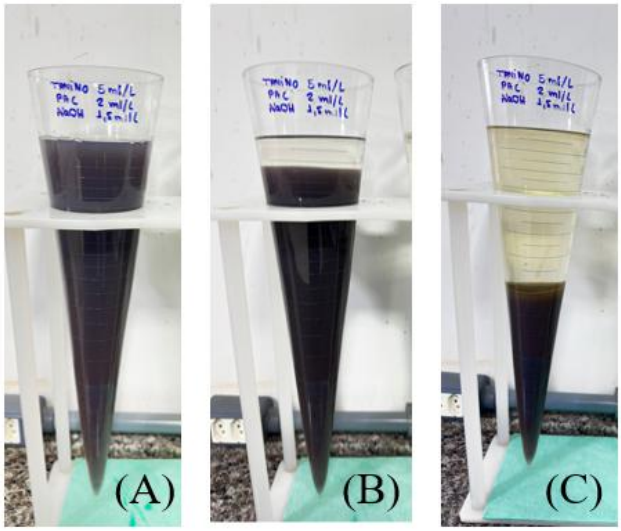


Figura 5: Sedimentação do efluente em diferentes tempos de sedimentação pós dosagem de coagulantes.

A Figura 6, apresenta o volume do lodo decantado na simulação sem o polímero (300 ml L^{-1}) e com o polímero aniônico (250 ml L^{-1}).

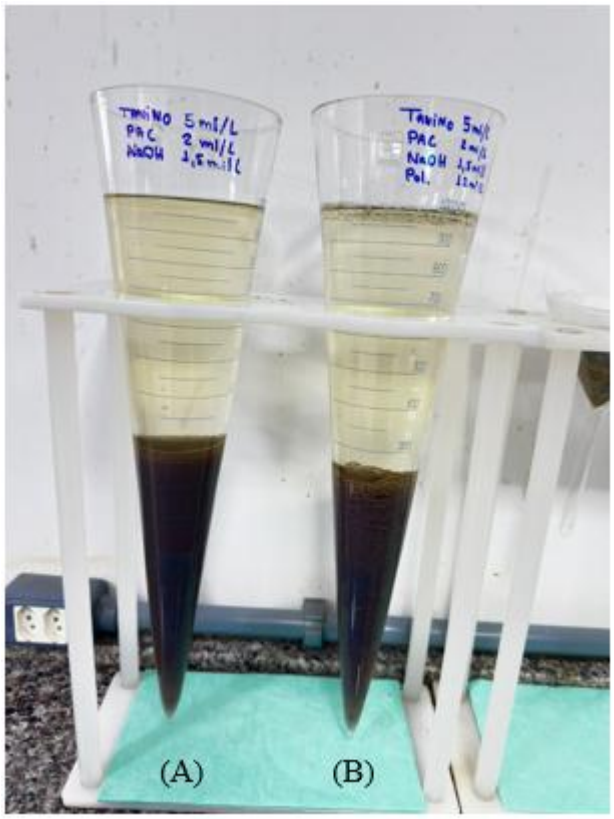


Figura 6: Sedimentação do efluente sem polímero (A) e com polímero aniônico (B).

Sendo o lado esquerdo (A) e o lado direito (B) as amostras sem e com o polímero aniônico respectivamente, mostrando que a combinação do uso dos coagulantes também apresenta uma eficiência do aumento do volume de lodo gerado e decantado, porém com tempo de sedimentação muito maior (aproximadamente 3 horas), agregando um pouco mais de turbidez consequentemente. A turbidez da amostra B só foi analisada após o tempo de decantação da amostra A estar concluída, por isso ficou um pouco mais turvo o efluente tratado mesmo com o polímero aniônico.

Conclusão

Este estudo evidenciou como a escolha adequada e a dosagem correta dos coagulantes influenciam diretamente a eficiência do processo de sedimentação em uma ETE biológica que trata efluente proveniente de uma fábrica de inoculantes. Ao comparar coagulantes orgânicos e inorgânicos, ficou claro que todos contribuíram em algum nível para a clarificação do efluente. No entanto, a combinação entre tanino e PAC se destacou, apresentando resultados melhores na remoção de sólidos suspensos, com maior estabilidade de pH, menor necessidade de ajustes químicos e maior volume de lodo decantado.

Embora o cloreto férrico tenha se mostrado eficaz, sua aplicação prática é complexa e dificultosa por apresentar maior custo (preço) e necessitar de maiores volumes de NaOH para correção de pH, que tornam maiores os riscos operacionais relacionados à sua natureza corrosiva. Já o uso combinado de tanino com PAC mostrou atender aos requisitos da Resolução CERH nº 122, viabilizando o reuso interno da água tratada em atividades como a limpeza de pátios e pisos com menor custo e menor risco operacional.

Por fim, os resultados reforçam que a eficácia do tratamento não depende apenas dos insumos utilizados, mas também do entendimento das condições operacionais e das exigências legais para o reuso da água. A abordagem adotada neste trabalho pode servir como referência para outras indústrias que buscam soluções práticas e sustentáveis para o reaproveitamento de seus efluentes biológicos.

Agradecimentos

Agradeço a UTFPR e a CAPES pelo apoio e fomento à pesquisa. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo auxílio financeiro, código de financiamento 001 (40006018177P2). Agradeço também ao grupo de pesquisa Sistemas de Tratamento e Aproveitamento de Resíduos - STAR da UTFPR – PG e a empresa que concedeu o efluente industrial e a estrutura para o estudo.

Referências bibliográficas

Ayash, M. MA. et al.; 2022. Statistical model for comparing the performance of two coagulants using response surface model. Desalination and Water Treatment, v. 256, p. 125-138.

Bastos, I. B. F.; 2019. Estratégias Para Conservação De Água Potável E Descarte Zero De Efluentes Líquidos Industriais – Estudo De Caso Unidade Tubarão. Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável do Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil.

Bhandari, V. M.; Sorokhaibam, L. G.; Ranade, V. V.; 2016. Industrial wastewater treatment for fertilizer industry—A case study. Desalination and Water Treatment, v. 57, n. 57, p. 27934-27944.

Dhangar, K.; Kumar, M.; 2020. Tricks and tracks in removal of emerging contaminants from the wastewater through hybrid treatment systems: a review. Science of the Total Environment, v. 738, p. 140320.

Esteki, R. et al.; 2024. Investigating the improvement of the quality of industrial effluents for reuse with added processes: coagulation, flocculation, multi-layer filter and UV. Scientific reports, v. 14, p. 3971.

Faria, A. A. D.; 2020. Análise do potencial de reúso de água para fins não potáveis a partir do efluente tratado de estações de tratamento de esgotos na região metropolitana do Rio de Janeiro. Universidade do Estado do Rio de Janeiro Centro de Tecnologia e Ciências Faculdade de Engenharia.

Felici. E. M.; 2010. Coagulação-floculação-sedimentação como pós-tratamento de efluente de sistema biológico em batelada aplicado a lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos. Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da UEL.

França, S. C. A.; Giulio, M.; 2010. Separação sólido-líquido. CETEM/MCT.

Gao, B.; Yue, Q.; 2005. Effect of SO42-/Al3+ ratio and OH−/Al3+ value on the characterization of coagulant poly-aluminum-chloride-sulfate (PACS) and its coagulation performance in water treatment. Chemosphere, v. 61, n. 4, p. 579-584.

Kim, J. et al.; 2024. Optimizing coagulant dosage using deep learning models with large-scale data. Chemosphere, v. 350, p. 140989.

Santos, R. C. O.; Barbosa Filho, O.; Giordano, G.; 2005. Proposta de um método de cálculo do tempo de sedimentação no tratamento de esgotos por lodos ativados em bateladas. Engenharia Sanitaria e Ambiental, v. 10, p. 185-193.

Sathya, K. et al.; 2022. A comprehensive review on comparison among effluent treatment methods and modern methods of treatment of industrial wastewater effluent from different sources. Applied Water Science, v. 12, n. 4, p. 70.

SISTEMA DE SAINT-VENANT-EXNER COMO MODELO MATEMÁTICO DE ESCOAMENTO EM CANAIS E RESOLUÇÃO NUMÉRICA DESACOPLADA

Thiago Felipe Castro Carrenho[1], Maicon Ribeiro Correa[2]

[1]IMECC - Unicamp, e-mail: t224831@dac.unicamp.br; [2]IMECC - Unicamp, e-mail: mrcorrea@unicamp.br

Palavras-chave: Saint-Venant-Exner, Esquema Desacoplado, Métodos Numéricos.

Resumo

Neste trabalho apresentamos a modelagem do escoamento de água em canais naturais por meio das equações de Saint-Venant com o acoplamento da equação de Exner para o transporte de sedimentos. Em seguida, descrevemos o método Ying-Khan-Wang adaptado para a resolução do sistema de Saint-Venant-Exner, o que é feito de forma desacoplada – a dinâmica da água e a dinâmica do leito são tratadas separadamente. Por fim, apresentamos algumas simulações realizadas com este método, que indicam que o mesmo é robusto e bem balanceado em casos de água em movimento, tendo se mostrado eficaz na resolução de problemas de hidrodinâmica com transporte de sedimentos.

Introdução

Modelos matemáticos são essenciais para previsão de cenários futuros e prevenção de desastres bem como na avaliação de seus impactos. Por exemplo, no campo da hidrossedimentologia, tais modelos podem simular os efeitos do transporte de sedimentos em um curso d'água após o rompimento de uma barragem (Palu e Julien (2019)), assim permitindo maior assertividade na tomada de decisões políticas, minimizando danos ambientais, sanitários e humanos.

Neste contexto, como uma resposta acadêmica às tragédias que ocorreram em Brumadinho e Mariana, foi formado o CRIAB - Grupo de Pesquisa e Ação em Conflitos, Riscos e Impactos Associados a Barragens, que é dividido em três grupos de trabalho, sendo um deles o GT em Engenharia Matemática.

Neste GT, são discutidos diversos modelos matemáticos que envolvem o cenário de uma barragem e os métodos para sua resolução. Em tal cenário, as equações de águas rasas são comumente estudadas para modelagem do fluxo de água em um canal onde o comprimento é significativamente maior que a profundidade. Um caso particular deste modelo são as equações de Saint-Venant, propostas em Saint-Venant (1871) válidas para situações de um escoamento unidirecional, como um rio, onde se considera apenas a velocidade do fluxo na direção do rio (Birgin et al (2024)).

Entretanto, ao se tratar de canais naturais de leito erodível, a água ocasiona a alteração da geometria do canal, e, concomitantemente, essa geometria altera o fluxo de água, gerando uma relação forte entre a movimentação desses dois corpos, sendo assim necessário o acoplamento de uma equação que modele a erosão, o transporte e a deposição dos sedimentos, o que é feito pela equação de Exner, apresentada em Exner (1920).

Para a resolução desse sistema, utilizaremos uma adaptação do método Ying-Khan-Wang, inicialmente proposto em Ying, Khan e Wang (2004) para resolução apenas da hidrodinâmica, acoplando em seu algoritmo a equação de Exner.

Por fim, mostramos dois experimentos. No primeiro deles, a água causa erosão num ressalto e espalha os sedimentos no decorrer do rio, repetimo-lo para diferentes configurações de solo, mostrando como características como granulometria e porosidade são lidas pelo modelo. No segundo experimento, geramos uma reação em cadeia: começando apenas com uma variação de largura, vemos o afunilar do canal fazer a água acelerar, e esta velocidade aumentando causa erosão, até alcançar um estado de equilíbrio.

Modelo Saint-Venant-Exner

Considere um trecho de um rio, definido por um ponto mais à esquerda, x_l, e outro mais à direita, x_r, gerando o domínio espacial $\Omega = [x_l, x_r]$. Considere também um domínio temporal $\mathrm{I} = [t_0, t_f]$, indicando os instantes no qual a dinâmica computacional se inicia, por t_0, e se encerra, por t_f.

Deste modo, para cada ponto $(x, t) \in \Omega \times I$, x em metros e t em segundos, tomamos uma seção transversal do rio, na qual definimos uma quantidade de área molhada, dada por $\mathrm{A}(x, t)$, em m^2, uma quantidade de água que passa por essa seção, dada pela vazão $Q(x, t)$, em m^2/s. Ilustramos esta visão de seções transversais ao longo do canal na Figura 1.

A fim de simplificação de equações, consideraremos que as seções transversais do canal são todas retangulares, assim, temos uma largura para cada ponto do canal $b(x)$, em metros, que consideraremos fixa no tempo (a erosão será considerada apenas a nível do leito), desse modo, a área molhada é dada por

$$A(x, t) = h(x, t) \cdot b(x), \quad (1)$$

onde $h(x, t)$ é a profundidade do canal. Assim, a partir de um horizonte de referência, temos uma altura da lâmina d'água $z(x, t)$, e uma cota do leito $z_b(x, t)$, de modo que

$$z(x, t) = z_b(x, t) + h(x, t). \quad (2)$$

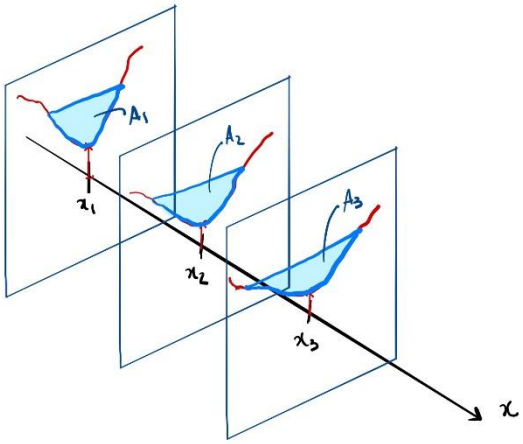


Figura 1: Canal unidirecional e visões das seções transversais ao longo do seu comprimento.

A Figura 2 apresenta o perfil de uma seção transversal de um canal retangular.

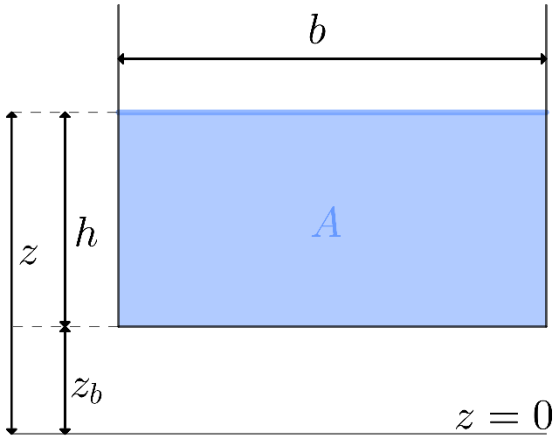


Figura 2: Perfil de seção transversal de canal retangular.

Apresentamos, então, o sistema de Saint-Venant-Exner para canais retangulares, dado por três leis de balanço: a lei de conservação de massa de água, a lei de balanço de momento linear de água (equações de Saint-Venant) e a lei de conservação de massa de sedimentos (equação de Exner),

$$\begin{cases} \dfrac{\partial A}{\partial t} + \dfrac{\partial Q}{\partial x} = 0 \\ \dfrac{\partial Q}{\partial t} + \dfrac{\partial}{\partial x}\left(\dfrac{Q^2}{A}\right) = -gA\left(\dfrac{\partial z}{\partial x} + \dfrac{n_M^2 |Q|}{AR^{4/3}} Q\right), \\ \dfrac{\partial z_b}{\partial t} + \dfrac{\partial q_b(v)}{\partial t} = 0 \end{cases} \quad (3)$$

sendo $g \cong 9.81 m/s^2$ a aceleração da gravidade, R o raio hidráulico, razão entre a área molhada e o perímetro molhado, que para canais retangulares é $R = \frac{bh}{b+2h}$. Além disso, temos n_M, cuja unidade é $\mathrm{s/m^{1/3}}$, o coeficiente de atrito de Manning, um parâmetro que controla a intensidade do atrito entre água e solo.

Por fim, temos q_b, medido em $\mathrm{m^2/s}$, uma função da velocidade $v = Q/A$ que representa o fluxo de sedimentos por unidade de largura. Existem diferentes modelos para quantificação deste fluxo (Carrenho 2024). no presente trabalho, utilizaremos aquela atribuída a Grass, que assume a forma

$$q_b(v) = \epsilon A_g |v| v^{m-1}, \quad (4)$$

onde ϵ é um parâmetro adimensional de porosidade e m é um parâmetro adimensional, tomado neste trabalho como m =1.5. A_g é denominada intensidade de erosão. Este parâmetro é influenciado por diferentes características do solo, como densidade e granulometria, e caracteriza o quão passível de erosão ele é. A unidade de medida de A_g depende de m. Para $m = 1.5$, ele tem unidade de medida $\mathrm{m^{1/2} s^{1/2}}$.

Vale notar que, conforme explicitado em Siviglia, Vanzo e Toro (2022), apesar de ser formado por três leis de balanço, o sistema Saint-Venant-Exner não é conservativo, isto é essencial para a decisão do método utilizado, uma vez que este pode obedecer a uma de duas estratégias: a estratégia acoplada, que resolve o sistema acoplado por um método não conservativo, e a estratégia desacoplada, que resolve cada equação separadamente por um método conservativo.

Método Ying-Khan-Wang adaptado

Para resolver o sistema Saint-Venant-Exner, dado pela Eq. (3), utilizaremos um método de volumes finitos, conservativo, de característica *Upwind*, desacoplado e de três passos: uma adaptação do método de Ying-Khan-Wang (2004).

Como um método de volumes finitos, nós subdividimos o domínio espacial Ω em um número finito n_x de células c_i, cujo centro é o ponto x_i e comprimento Δx_i, de forma que, para cada instante de tempo t^n, armazenamos neste ponto os valores médios na célula da área molhada, da vazão, e da cota do leito, respectivamente, A_i^n, Q_i^n e $z_{b_i}^n$, como ilustra a Figura 3 a seguir.

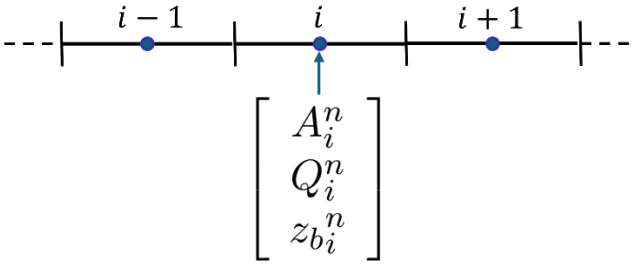


Figura 3: Malha de volumes finitos.

O método proposto por Ying, Khan e Wang apresenta também uma característica de bom balanceamento, isto é, ele é capaz de obter um valor constante no espaço para a vazão em dinâmicas no estado de equilíbrio, o que não é verdadeiro para grande parte dos métodos para as equações de Saint-Venant, que geralmente apresentam algumas oscilações espúrias. Desse modo, temos uma boa resolução tanto da quantidade de massa de água, por meio da área molhada, quanto da energia, por meio pela vazão.

Além disso, o método original é resolvido em dois passos, desacoplando a resolução das duas equações, sendo de fácil

manuseio para acrescentar um terceiro passo que resolva a dinâmica dos sedimentos.
Deste modo, o algoritmo de resolução se dá a partir de uma condição inicial, que define os valores para todas as células no instante t_0.
A partir disso, a cada passo no tempo, de t^n para $t^{n+1} = t^n + \Delta t$, e para toda célula $i = 1, \dots, n_x$, atualizamos o valor da área molhada por

$$A_i^{n+1} = A_i^n - \frac{\Delta t}{\Delta x_i}(Q_{i+k}^n - Q_{i-1+k}^n), (5)$$

onde k é um termo que controla a característica *Upwind* do método, fazendo com que ele considere apenas a informação à montante da célula.
Tendo os valores da área molhada todos atualizados para o instante seguinte, passamos para o cômputo dos valores da vazão, dadas por

$$Q_i^{n+1} = Q_i^n - \frac{\Delta t}{\Delta x_i}\left(\frac{(Q_{i+k}^n)^2}{A_{i+k}^n} - \frac{(Q_{i-1+k}^n)^2}{A_{i-1+k}^n}\right) - \Delta t g\left(A_i^{n+1}\frac{\Delta z}{\Delta x} - S_f\right), (6)$$

onde S_f é o termo de atrito dado por

$$S_f = \frac{n_M^2 Q_i^n |Q_i^n|}{A_i^n (R_i^n)^{4/3}}, (7)$$

e, para aproximar a derivada da altura d'água com relação ao espaço, temos

$$\frac{\Delta z}{\Delta x} = w_{down}\left[\frac{\Delta z}{\Delta x}\right]_{down} + w_{up}\left[\frac{\Delta z}{\Delta x}\right]_{up}, (8)$$

uma soma ponderada das aproximações *Downwind* e *Upwind* da derivada.
Vale notar também que na Eq. (6), foram utilizados os valores da área molhada tanto no instante t^n quanto no instante t^{n+1}.
Então, no terceiro passo, atualizamos os valores da cota do leito por

$${z_b}_i^{n+1} = {z_b}_i^n - \frac{\Delta t}{\Delta x_i}\left({q_b}_{i+k}^n - {q_b}_{i-1+k}^n\right). (9)$$

Assim, temos os três passos que são realizados a cada atualização no tempo, conforme ilustra o diagrama abaixo

$$\begin{bmatrix} A^n \\ Q^n \\ {z_b}^n \end{bmatrix} \rightarrow \begin{bmatrix} A^{n+1} \\ Q^n \\ {z_b}^n \end{bmatrix} \rightarrow \begin{bmatrix} A^{n+1} \\ Q^{n+1} \\ {z_b}^n \end{bmatrix} \rightarrow \begin{bmatrix} A^{n+1} \\ Q^{n+1} \\ {z_b}^{n+1} \end{bmatrix}$$

Figura 4: Diagrama da ordem de resolução dos três passos do método.

Para a primeira e a última células, os cálculos exigem valores de células fora do domínio, como uma célula 0, por exemplo, para isto, nós definimos células fantasmas, que existem apenas para dar informações do que ocorre no bordo do domínio. Estas informações são as condições de contorno.
Para a definição das condições de contorno, é necessário verificar o sentido do fluxo da água e seu regime: subcrítico ou supercrítico, definido a partir do número de Froude

$$\mathrm{Fr} = \frac{|v|}{\sqrt{gh}}, (10)$$

se $\mathrm{Fr} > 1$, o fluxo é dito supercrítico, mas se $\mathrm{Fr} < 1$, o fluxo é dito subcrítico. A determinação do regime de escoamento regime dita as condições de contorno que devem ser prescritas e as que devem ser livres, calculadas automaticamente pelos valores internos do domínio.
Além disso, são necessários um tratamento adequado para leito seco (quando a área molhada é próxima a zero) e um cálculo adequado do tamanho do passo no tempo Δt, a fim de que o método se mantenha estável. Estas características todas são apresentadas com maior detalhe em Carrenho (2024), assim como maiores informações da dedução do algoritmo.

Simulação de fluxo estável sobre ressalto

Considere um canal de 25m de comprimento e 1m de largura, discretizado em 250 células, e a altura d'água e a vazão inicialmente constantes $z = 0.33\mathrm{m}$ e $Q = 0.18\mathrm{m}^3/\mathrm{s}$. A cota do leito, no entanto, contém um ressalto, dado por

$$z_b(x,0) = \begin{cases} 0 & se\ x < 8\ e\ x > 12 \\ 0.2 - 0.005(x-10)^2 & se\ 8 \le x \le 12. \end{cases} (11)$$

Além disso, consideraremos que a rugosidade do solo é tal que $n_M = 0.01\mathrm{s/m}^{1/3}$, que sua porosidade é $\epsilon = 10^{-2}$, e a intensidade de erosão inerente ao solo é $A_g = 1\mathrm{m}^{1/2}\mathrm{s}^{1/2}$.
Sendo assim, a configuração inicial da dinâmica é ilustrada na Figura 5.

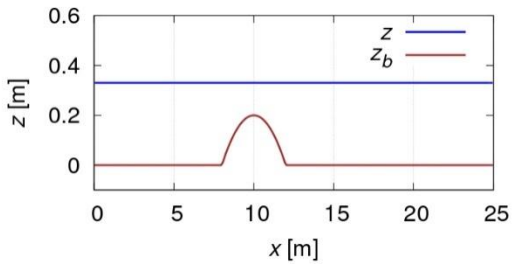


Figura 5: Perfis iniciais da altura d'água e da cota do leito na simulação no canal com ressalto.

Como condição de contorno, manteremos altura $z = 0.33\mathrm{m}$ e vazão $Q = 0.18\mathrm{m}^3/\mathrm{s}$ à montante, assim como deixaremos a cota do leito livre, e à jusante, deixaremos as informações todas livres.
Já nos primeiros 4s de simulação, obtemos um perfil onde a água gera erosão no topo do ressalto – o ponto onde a água tem maior velocidade, e começa a transportar os sedimentos para a direita, e, após um maior tempo de simulação, o ressalto é desfeito e espalhado, conforme mostram as Figuras 6 e 7.

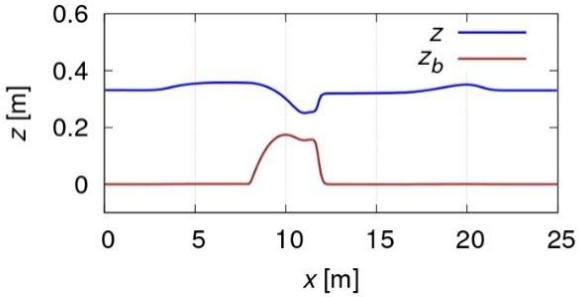


Figura 6: Perfis da altura d'água e da cota do leito na simulação no canal com ressalto após 4 segundos.

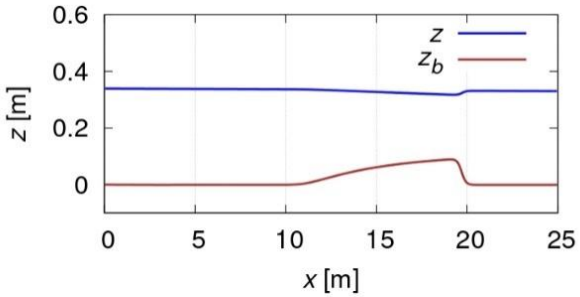


Figura 7: Perfis da altura d'água e da cota do leito na simulação no canal com ressalto após 200 segundos.

Considere então um solo cuja erosão é mais dificultosa, no nosso modelo, isso pode se dar por dois fatores: um solo menos poroso ou um solo com menor intensidade de erosão (formado por grãos mais densos, por exemplo). Como os termos ϵ e A_g se multiplicam na lei de conservação de massa de sedimentos, um solo dez vezes menos poroso resultará num mesmo resultado numérico que um solo com uma intensidade de erosão dez vezes menor.

Mantendo $\epsilon = 10^{-2}$, mas diminuindo a intensidade de erosão para $A_g = 0.1\mathrm{m}^{1/2}\mathrm{s}^{1/2}$, temos, após 200s, uma erosão menor, que achatou o ressalto, mas não a ponto de espalhar quanto o teste anterior, conforme apresenta a Figura 8.

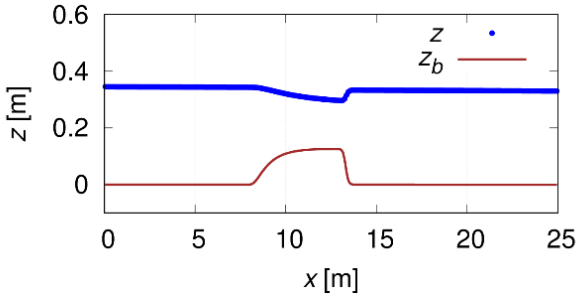


Figura 8: Perfis da altura d'água e da cota do leito na simulação no canal com ressalto após 200 segundos com uma intensidade de erosão 10 vezes menor.

Diminuindo ainda mais o valor de A_g, agora para $A_g = 0.01\mathrm{m}^{1/2}\mathrm{s}^{1/2}$, obtemos um resultado onde o ressalto foi muito pouco achatado, gerando uma erosão muito menor, e transportando vagarosamente os sedimentos, gerando um pequeno segundo ressalto no processo.

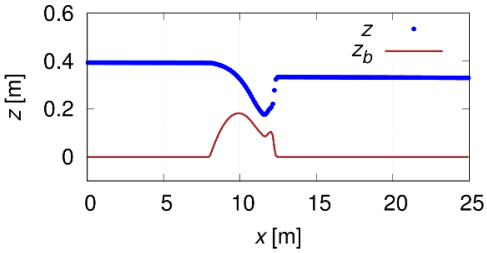


Figura 9: Perfis da altura d'água e da cota do leito na simulação no canal com ressalto após 200 segundos com uma intensidade de erosão 100 vezes menor.

Por outro lado, aumentando em dez vezes a intensidade de erosão, agora para $A_g = 10\mathrm{m}^{1/2}\mathrm{s}^{1/2}$, obtemos uma situação na qual a erosão foi tamanha

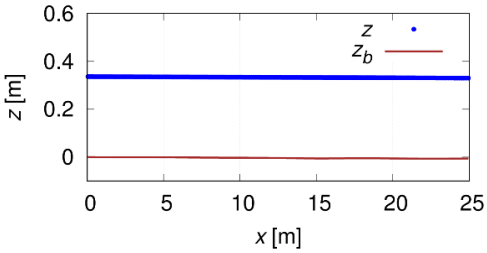


Figura 10: Perfis da altura d'água e da cota do leito na simulação no canal com ressalto após 200 segundos com uma intensidade de erosão 10 vezes maior.

Simulação de fluxo em canal de largura variável

Neste segundo experimento, consideraremos as três variáveis conservadas como constantes no espaço, no instante inicial: altura $z = 0.33\mathrm{m}$, vazão $Q = 0.18\mathrm{m}^3/s$ e cota do leito $z_b = 0m$, em um canal de 25m de comprimento discretizado em 250 células, conforme mostra a Figura 11, cujo solo tem atrito definido pelo coeficiente de Manning $n_\mathrm{M} = 0.01\mathrm{s/m}^{1/3}$, porosidade $\epsilon = 10^{-2}$, e intensidade de erosão $A_g = 1\mathrm{m}^{1/2}\mathrm{s}^{1/2}$.

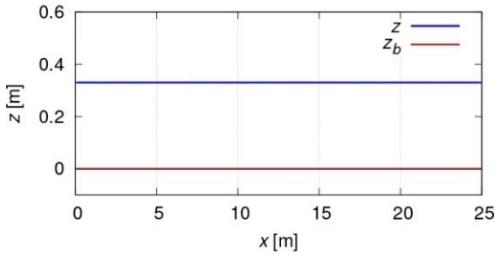


Figura 11: Perfis iniciais da altura d'água e da cota do leito em canal de largura variável.

A largura, no entanto, é a única que não é constante no espaço, sendo definida por

$$b(\mathrm{x}) = \begin{cases} 1 & se\ 0 \le x \le 5 \\ 1.5 - x/10 & se\ 5 < x < 10 \\ 0.5 & se\ 10 \le x \le 15 \\ x/10 - 1 & se\ 15 < x < 20 \\ 1 & se\ 20 \le x \le 25 \end{cases}, \quad (12)$$

conforme ilustra a Figura 12.

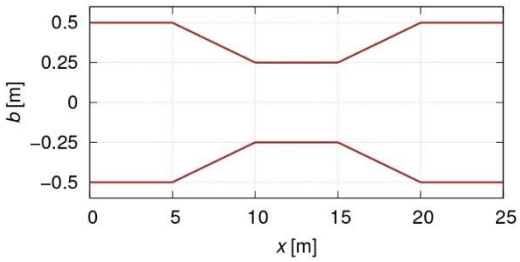


Figura 12: Largura variável do canal.

As mesmas condições de contorno do experimento anterior são repetidas aqui: altura $z = 0.33\text{m}$, vazão $Q = 0.18\text{m}^3/\text{s}$ e cota do leito $z_b = 0m$ à montante, e todas estas informações livres à jusante.
Após 60s, temos o perfil apresentado pela Figura 13.

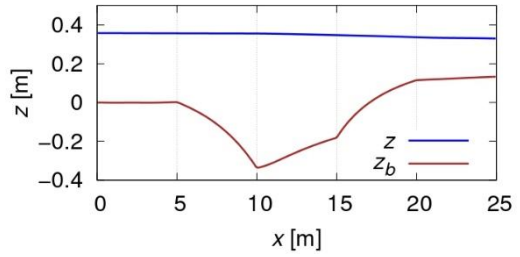


Figura 13: Perfis da altura d'água e da cota do leito em canal de largura variável após 60 segundos de simulação.

Neste instante, notamos que a partir de $x = 5\text{m}$, onde o canal começa a afunilar, a velocidade aumenta, gerando erosão. Estes sedimentos erodidos são transportados para a direita, gerando um acúmulo de sedimentos próximos a jusante, e parte do volume de sedimentos já passa a sair do domínio espacial.
Com 600s de simulação, a dinâmica já atingiu um estado de equilíbrio, tendo o perfil da Figura 14.

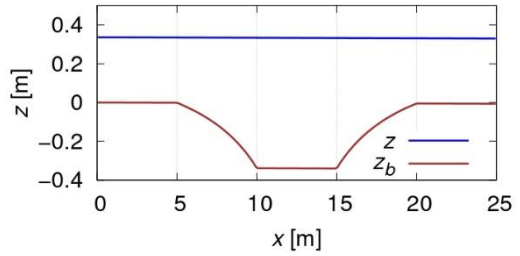


Figura 14: Perfis da altura d'água e da cota do leito em canal de largura variável após 600 segundos de simulação.

Note que a altura d'água é constante, mas a cota do leito tem um perfil variável.
Podemos comprovar o estado de equilíbrio da dinâmica ao olhar o gráfico da vazão, na Figura 15, que apresenta um resultado constante no espaço. A ausência de oscilações neste gráfico é consequência do bom balanceamento do método Ying-Khan-Wang adaptado.

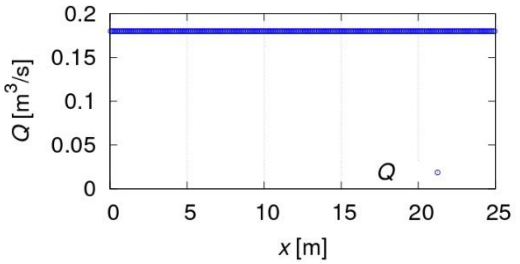


Figura 15: Perfil da vazão em canal de largura variável após 600 segundos de simulação.

O gráfico da área molhada, ilustrada no gráfico 16, nos concede maior informação.

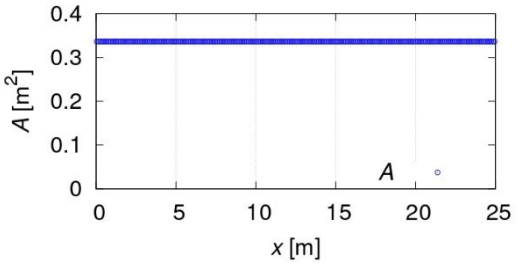


Figura 16: Perfil da área molhada em canal de largura variável após 600 segundos de simulação.

Sendo a área molhada constante no espaço, temos que a velocidade média da água também é constante (uma vez que $v = Q/A$), confirmado pela Figura 17.

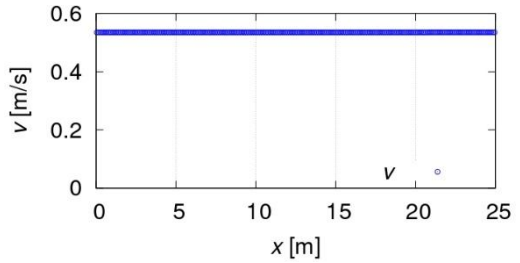


Figura 17: Perfil da velocidade média de água em canal de largura variável após 600 segundos de simulação.

Além disso, a partir da Eq. (1), temos que o produto entre a profundidade de água e a largura deve ser constante, e, portanto, estas duas variáveis devem ser inversamente proporcionais, o que está de acordo com o perfil da profundidade apresentada na Figura 18.

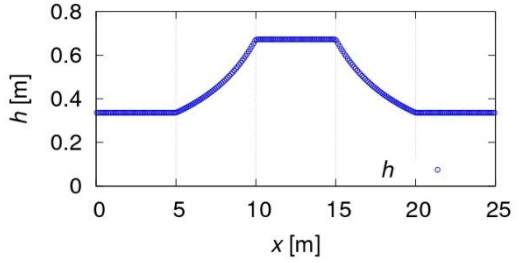


Figura 18: Perfil da profundidade de água em canal de largura variável após 600 segundos de simulação.

Estes resultados nos permitem concluir que um estado de equilíbrio só é atingido no modelo Saint-Venant-Exner se a vazão e a área molhada apresentam perfis constantes no espaço.

Comentários finais

As simulações numéricas apresentadas neste trabalho indicam que o método Ying-Khan-Wang adaptado para o sistema Saint-Venant-Exner é robusto e conduz a soluções bem balanceadas para cenários de escoamentos em regime permanente e transiente, tendo se mostrado eficaz na resolução de problemas de hidrodinâmica com transporte de sedimentos.

A metodologia numérica foi capaz de simular com precisão e robustez um caso de transporte com erosão do leito em que o sistema atinge o estado de equilíbrio, com a vazão e a área molhada constantes no tempo.

É importante notar que os valores aqui apresentados são puramente teóricos, com propósito exclusivo de comparação de resultados de experimentos computacionais.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), Processo Nº 2024/06306-9.

Agradecemos também ao CRIAB e seus membros, em particular ao GT de Engenharia Matemática.

Referências bibliográficas

Birgin, E. G.; Correa, M. R.; González-López, V. A.; Martínez, J. M.; Rodrigues, D. S.; 2024. Randomly supported variation of deterministic models and its application to one-dimensional shallow water flows. Journal of Hydraulic Engineering.

Carrenho, T. F. C.; 2024. Métodos numéricos para o sistema de águas rasas acoplado à equação de Exner. Dissertação de mestrado, IMECC/Unicamp.

Exner, F. M.; 1920. Zur Physik der Dünen. Holder.

Palu, M. C.; Julien, P. Y.; 2019. Modeling the Sediment Load of the Doce River after the Fundão Tailings Dam Collapse, Brazil. Journal of Hydraulic Engineering.

Saint-Venant. A. J. C. B.; 1871. Théorie du movement non-permanent des eaux, avec application aux crues des rivières et à l'introduction des marées dans leur lit. Comptes rendus hebdomadaires des séances de l'Académie des sciences, v. 73, pp. 147-154.

Siviglia, A.; Vanzo, D.; Toro, E. F.; 2022. A splitting scheme for the coupled saint-venant-exner model. Advances in Water Resources.

Ying, X.; Khan, A. A.; Wang, S. S. Y.; 2004. Upwind conservative scheme for the saint venant equations. Journal of Hydraulic Engineering.

ÁREA TEMÁTICA:

Modelagem Computacional de Transporte de Sedimentos

5°CIH

COMPARAÇÃO ENTRE MODELOS COMPUTACIONAIS BIDIMENSIONAIS E FÓRMULA TEÓRICA PARA UMA ESTRUTURA HIPOTÉTICA DE CONTENÇÃO DE SEDIMENTOS - PARTE I

Rubens Gomes Dias Campos[1], **Victor Hugo Brum Biscaro**[2]

[1]*Nechinni Consultoria e Projetos, e-mail: nechinniengenharia@outlook.com;*
[2]*VHB Consultoria e Projetos, e-mail: victorbrum0308@gmail.com.*

Palavras-chave: Taxas de sedimentos e tipologias de uso do solo; modelagem de sedimentos; formulação teórica de Stokes.

Resumo

Este artigo objetiva descrever as atividades, métodos, parâmetros e resultados utilizados para a comparação de metodologias de análise de retenção de sedimentos em um *sump* hipotético, elaborado de forma hipotética, porém baseando-se em dimensões próximas àquelas geometricamente encontradas em regiões onde há extração mineral ou uso do solo extensivamente descoberto demande uma estrutura deste porte.

O artigo foi subdividido em duas partes, sendo esta Parte I, onde se caracterizam e se delimitam as condições para abordagem de modelagem de um *sump* hipotético, e a Parte II onde se apresentam as comparações e os resultados.

Para cumprir com este objetivo foi necessária uma ampla e irrestrita verificação de trabalhos e referências técnicas publicados sobre as taxas de geração de sedimento em acordo com os diversos tipos de uso do solo, notadamente baseando-se nas taxas características de geração de sedimentos em ambientes onde a atividade minerária é frequente.

Esta etapa de verificação de trabalhos e referências técnicas publicados sobre as taxas de geração de sedimento foi dedicada principal e unicamente a verificar os possíveis aportes de geração de sedimentos de forma que não foi objeto da investigação das faixas granulométricas, o que levou a adoção de curvas granulométricas hipotéticas.

A avaliação da capacidade de retenção de sedimentos passa, obrigatoriamente, pela representação do sistema de detenção, cabendo destacar o volume útil para fazer esta detenção, os volumes dedicados ao trânsito de cheias, as condições iniciais do reservatório, o qual pode estar em diferentes graus de assoreamento. Cabe ainda destacar a determinação da velocidade de queda da partícula, a representação geométrica deste sistema de contenção, ou mesmo da utilização de sistemas de barreiras (chicanes).

Assim, para esta comparação foram desenvolvidos dois modelos, com e sem chicanes, e procedidas simulações no *software* HEC-RAS 6.7 e seu pacote de análise de sedimentos, e estes resultados foram comparados entre si e aos resultados obtidos com a fórmula teórica de Stokes (1851).

Finalmente, são feitas observações comparativas e descritas as principais limitações desta pesquisa.

Introdução

A produção de sedimentos em bacias hidrográficas está diretamente relacionada aos processos naturais e atividades antrópicas que alteram a cobertura do solo e a dinâmica de escoamento. Essas alterações intensificam os processos erosivos ao reduzir a cobertura vegetal e aumentar a exposição do solo ao escoamento superficial, consequentemente aumentando a geração de sedimentos. Esses fenômenos impactam negativamente a qualidade da água, a capacidade e a eficiência dos reservatórios e a vida útil das estruturas hidráulicas de contenção de sedimentos.

Assim, a correta determinação das taxas de produção de sedimentos é essencial para o planejamento e a gestão dos recursos hídricos. Em muitos casos, as estimativas das taxas de produção dos sedimentos consideram valores empíricos, que constam na literatura específica, frequentemente derivadas de estudos realizados em contextos distintos, nem sempre representativos das condições de regiões tropicais ou típicas dos solos brasileiros.

No dimensionamento dos reservatórios de contenção de sedimentos, como *sumps*, *ponds* e barragens, a quantificação das parcelas retidas ou não é frequentemente realizada por meio de ábacos ou formulações teóricas e empíricas, sendo que estas metodologias são ineficientes em avaliar a complexa dinâmica que ocorre em um conjunto reservatório/extravasor. Para uma avaliação mais precisa do transporte e das parcelas retidas de sedimentos é possível realizar a modelagem hidráulica bidimensional com o HEC-RAS, viabilizando-se uma análise comparativa entre sistemas de contenção.

Objetivo

Os objetivos são; (i) revisar taxas de produção de sedimentos baseadas em literatura técnica especifica, (ii) calcular as taxas de produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica hipotética; (iii) comparar a eficiência de duas estruturas de contenção de sedimentos (*sumps*) por meio de formulação teórica e modelagens hidráulicas bidimensionais de sedimentos no *software* HEC-RAS (USACE).

Taxas de sedimentos

Os valores apresentados na Tabela 3, a seguir, referem-se a uma revisão da literatura técnica e acadêmica sobre as taxas

de geração de sedimentos para diversas tipologias de uso e ocupação do solo. Cabe destacar que a base de dados citada em *Erosion and Sediment Control – Surface Mining in Eastern* U.S. (EPA, 1976) não esclarece os métodos de determinação das taxas de sedimentos, as dimensões das áreas de drenagem, o tipo de solo, ou outros fatores pertinentes.

Tabela 3: Taxa de Produção de Sedimentos Avaliadas

Taxas de Produção de Sedimentos (m³/ha.ano)	Uso do solo sugerido	Observação	Referência
0,047	Floresta	Adotado valor 1.800 Kg/m³. De acordo com EPA a taxa de produção de sedimento em superfícies de minas ativas é 2.000 vezes maior que a taxa de floresta.	Adaptado de Erosion and Sediment Control – Surface Mining in eastern U.S. Volume 1 Planning EPA. 625/3-76-006.
0,47	Gramado		
4,72	Superfícies de minas abandonadas		
9,4	Plantação		
23,6	Cultivo de Floresta		
94,4	Superfícies de minas ativas		
94,4	Construção		
3,728	Floresta	Código 12, Estação Seringal Fortaleza, rio Purus.	Filizola e Guyot (2009).
0,007	Floresta	Código 28, Estação Pedras Negras, rio Guaporé.	
704,4	Pilha de Estéril	-	Brito *et a*l. (2022)
382,82	Pilha de Estéril	Média de 640,67 m³/ha.ano e desvio padrão populacional de 279,68 m³/ha.ano.	Gomes (2012)
236,14			
898,82			
922,26			
763,32			
0,78	Bacia (diversos usos)	Valor Mínimo – Bacia do Lago Loíza (estação 50055390)	USGS – Gellis *et al.* (1999)
5,22		Valor Mínimo – Bacia do Lago Loíza (estação 50055390)	
0,40	Bacia (diversos usos)	Valor Mínimo – rio Coello	Montoya *et al.* (2021)
6,17		Valor Máximo – rio Aurra	

A partir da primeira análise da Tabela 3 verifica-se que para o mesmo uso do solo podem ocorrer taxas de geração de sedimentos distintas (*e.g.* 0,007 e 3,728 m³/ha.ano para Floresta, uma variação da ordem de 500 vezes, sendo estas referências do mesmo autor (Filizola e Guyot (2009)). Assim, fica evidente que simplificações do tipo de solo, ocorrências como incêndios e supressões superficiais, a declividade da topografia, a pedologia e outros fatores intervenientes podem levar a divergências significativas dos valores.

A análise dos dados da Tabela 3evidencia que a produção de sedimentos varia bastante com o uso do solo a ser considerado e com a ação antrópica associada. As áreas de Floresta têm as menores taxas, como dito anteriormente, variando entre 0,007 e 3,728 m³/ha.ano. Dentre as tipologias analisadas Pilhas de Estéril são as que possuem as maiores taxas de geração de sedimento anual, variando entre 236,14 e 822,26 m³/ha.ano. Porém, as divergências de valores para este uso são menores, neste caso na ordem de grandeza de 4 vezes. Ressalta-se que as taxas de produção de sedimentos para regiões com pilha de estéril encontradas por Gomes (2012) e Brito *et al.* (2022) foram obtidas por meio da Equação Universal de Perda de Solo (em inglês, USLE – *Universal Soil Loss Equation*), o que justifica os valores próximos aos encontrados entre a média daqueles apresentados por Gomes (2012) e o valor de Brito *et al.* (2022), iguais a 640,67 e 704,4 m³/ha.ano, respectivamente.

Área de estudo

Para a avaliação do aporte de sedimentos e eficiência de retenção foram desenvolvidas duas estruturas de contenção de sedimentos e, assim, foi adotada uma bacia de contribuição localizada no córrego do Lopes (município de Itabirito/MG), escolhida aleatoriamente, que compõe a macrobacia do rio São Francisco, com área de drenagem igual a 1,011 km². Ressalta-se que a bacia de contribuição foi delimitada automaticamente no *software* HEC-HMS (USACE), versão 4.13 Beta 3, com utilização da base SRTM (ANADEM) possuindo 30 metros de resolução. A Figura 1 a seguir ilustra a localização da área de estudo escolhida, juntamente com o posicionamento da estrutura de contenção de sedimentos (*sump*) a ser analisada.

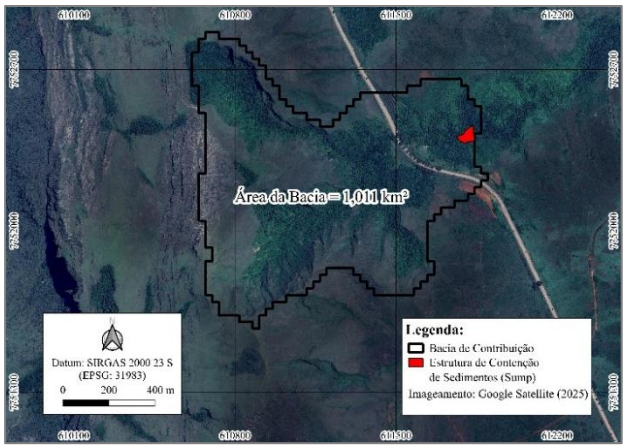


Figura 1: Localização do *sump* e área de estudo.

Granulometria

Com relação à granulometria dos sedimentos transportados, foi considerada uma distribuição hipotética dividida igualmente entre quatro classes granulométricas: areia média, areia fina, silte e argila. A distribuição considerada, juntamente com a massa específica adotada, segundo Pinto (2006), está apresentada na Tabela 4 a seguir.

Tabela 4: Distribuição granulométrica considerada para avaliação teórica

Classe Granulométrica	Diâmetro médio (mm)	Massa Específica dos Sólidos (kg/m³)	Porcentagem (%)
Areia média	0,400	1.950	25%
Areia fina	0,130	1.700	25%
Silte	0,031	1.600	25%
Argila	0,001	1.450	25%

Cabe destacar que as porcentagens apresentadas para cada classe granulométrica, na abordagem teórica de Stokes, diferem sutilmente das classes adotadas no *software* HEC-RAS, pois este possui uma subdivisão de classes mais detalhada, dividida em: argila, silte (muito fino, fino, médio e grosso) e areia (muito fina, fina, média e grossa e muito grossa). Reforçando, ainda, que o peso específico dos sedimentos utilizado no HEC-RAS foi de 1.675 kg/m³, divergente da **Tabela 4**.

Essas diferenças de valores e classes granulométricas não inviabilizam a análise, nem mesmo pequenas variações da dimensão das partículas delimitadas por classes granulométricas distintas, as quais são fixas no HEC-RAS, ou pela abordagem teórica por Stokes que seguem classes granulométricas relativas às normativas preconizadas pela ABNT, devido às dimensões volumétricas serem suficientemente grandes.

Dados pluviométricos

Em relação aos dados pluviométricos, foram considerados os quantis de precipitação fornecidos no Estudo de Chuvas Intensas realizado pela Potamos em 2021 (POTVAL5009-1-TC-RTE-0016) para a Mina do Pico, dada a proximidade do empreendimento em relação à área de estudo. O período de retorno de 2 anos e duração de 24 horas, utilizados como premissa, equivale a um quantil de precipitação de 97,9 mm.

A precipitação foi discretizada temporalmente pelo Método de Huff, com intervalo computacional de 1,0 minuto e considerando 4º quartil com 50% de probabilidade, conforme recomendação de Huff & Angel (1992), sendo os esses quantis discretizados computacionalmente utilizados no software HEC-HMS, apresentado a seguir.

Abordagem com fórmulas teóricas

Para a aplicação das formulações teóricas na verificação da estrutura de contenção de sedimentos (*sump*), foi necessário estimar a taxa de produção de sedimentos, bem como a distribuição dos usos do solo com seus respectivos coeficientes de escoamento superficial. Assim, a Tabela 5 sintetiza os parâmetros hidrológicos utilizados na verificação do *sump* hipotético.

Tabela 5: Parâmetros hidrológicos para a estrutura de contenção de sedimentos

Tipologia	Produção de Sedimentos (m³/ha.ano)	Área de Drenagem (ha)	Coeficiente de Escoamento Superficial
Pilha (Mineração)	640,77[1]	10,11	0,60
Vegetação Densa/Floresta	0,047[2]	90,95	0,30

[1] média das taxas de produção de sedimentos de Gomes (2012);
[2] taxa de produção de sedimentos para Florestas, conforme EPA (1976).

Com isso, o aporte de sedimentos anual na bacia de contribuição do *sump* resulta em 6.479 m³, obtido pelo produto entre a área de drenagem e a taxa de produção de sedimentos para cada tipologia, tendo sido esse valor utilizado para a estimativa do volume morto a ser ocupado. Para o *sump* hipotético, foi considerada a curva cota-volume ilustrada na Figura 2.

Visto que o *sump* hipotético possui cota da soleira do extravasor na El. 1.193,00 m), área superficial igual a 5.574 m² e o volume útil para decantação dos sedimentos é igual a 11.770 m³ (Figura 2), a altura média da lâmina de água foi estimada em 2,11 metros. Este valor será utilizado para verificar as faixas granulométricas retidas ou não pelo *sump*.

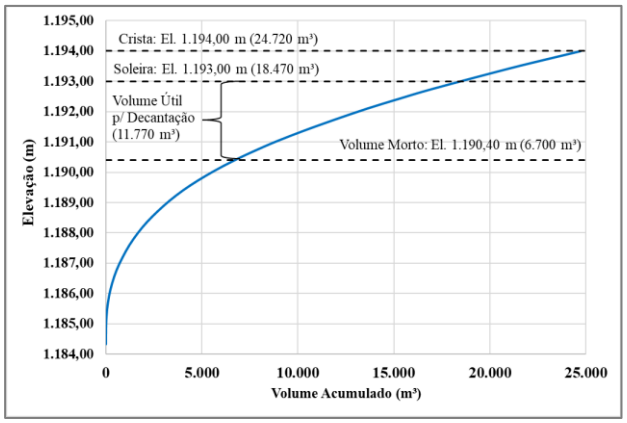


Figura 2: Curva cota-volume do *sump* hipotético.

Além disso, para avaliar as partículas retidas ou não no *sump*, é preciso calcular a velocidade de queda de cada classe granulométrica. Assim, a velocidade de queda foi estimada pela Lei de Stokes, cuja formulação é apresentada a seguir:

$$V_S = \frac{1}{18} * \frac{d^2 g(p_p - p_f)}{\eta} \qquad (1)$$

Sendo que: V_s é a velocidade de sedimentação (m/s), d é o diâmetro da partícula (m), g é a aceleração gravitacional (m/s²), p_p é a densidade das partículas (kg/m³), p_f é a densidade da água (kg/m³) e η é a viscosidade dinâmica da água (kg/m.s).

Cabe enfatizar que tal metodologia de cálculo é recomendada por Libânio (2010), considerando a deposição dos sedimentos como partículas discretas.

Modelo hidrológico (HEC-HMS)

Para a obtenção dos hidrogramas afluentes no *sump* a ser analisado, foi desenvolvido um modelo hidrológico no *software* HEC-HMS (USACE), versão 4.13 Beta 3. Como dados de entrada, foi considerada a bacia hidrográfica apresentada anteriormente na Figura 3, cujas características fisiográficas e métodos computacionais adotados estão resumidas na Tabela 6 a seguir.

Tabela 6: Características fisiográficas da bacia e parâmetros computacionais do modelo hidrológico (HEC-HMS)

Área de Drenagem (km²)	1,011
Método de Perdas	SCS-CN
Método de Transformação	HU-SCS
Duração da Chuva (h)	24,0
Quantil de Precipitação (mm)	97,9
Tempo de Retorno (anos)	2,0
Tempo de Concentração (min)	11,68
Lag-time (min)	7,01
Curve Number Ponderado – CN	80,0
Abstração Inicial – Ia (mm)	12,7

Como resultado da simulação hidrológica com os parâmetros e dados da **Tabela 6**, foi obtido o hidrograma afluente apresentado na Figura 3 a seguir.

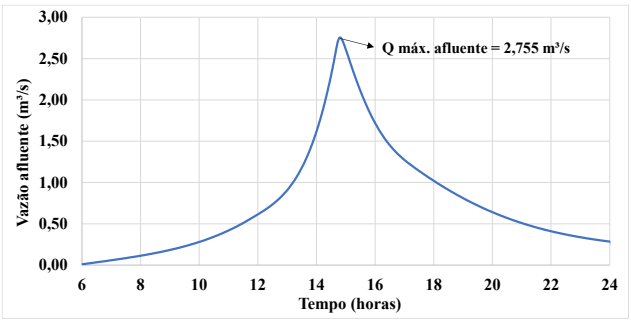


Figura 3: Hidrograma afluente ao *sump* - TR de 2 anos e 24 h de duração.

Abordagem com HEC-RAS Bidimensional

O modelo HEC-RAS foi gerado com células de 4,0 m e detalhes e feições onde ocorrem vincos ou mudanças bruscas foram refinados com o recurso *breakline* com células de 2,0 m.

As condições de contorno utilizadas foram: para dados hidrológicos de entrada, o hidrograma da Figura 3 e a profundidade normal a jusante igual a 0,005 m/m, e para os dados de sedimentos os valores representados nos gráficos da Figura 4, Figura 5 e Figura 6.

Para a simulação do modelo HEC-RAS foi necessário adotar uma curva sedimentométrica hipotética, para representar a curva-chave de sedimentos em suspensão por vazão, com taxas em toneladas por dia. Esta curva se encontra na Figura 4.

A Figura 5 apresenta a curva granulométrica adotada para a curva-chave de sedimentos em suspensão.

A Figura 6 descreve o material que está localizado no reservatório do *sump*, e exposto à erosão/deposição (exceto trecho do extravasor).

Uma das hipóteses avaliadas tratava de testar a distribuição das vazões a montante de entrada de forma concentrada, com o modelo contando com obstáculos (chicanes), e a outra hipótese com o modelo com distribuição das vazões de entrada a montante de forma distribuída com reservatório livre e sem obstáculos. Foram procedidas as simulações pela Equação de Águas Rasas (*Shallow Water Equation*) com intervalo computacional de 5,0 s, podendo ser subdividido até a décima parte.

A amostragem de sedimentos utilizou o método da Camada Ativa, com a equação de transporte de sedimentos de Meyer-Peter-Müller (MPM) e método de velocidade de queda das partículas pela formulação de Rubey, com floculação pelo método de Hwang (1989).

O método da Camada Ativa é a classificação do leito é o processo no qual o material do leito muda a composição granulométrica (fração de cada classe de tamanho de grão). O leito é discretizado em várias camadas para considerar a heterogeneidade da composição do tamanho do material do leito ao longo da profundidade (**Figura 7**).

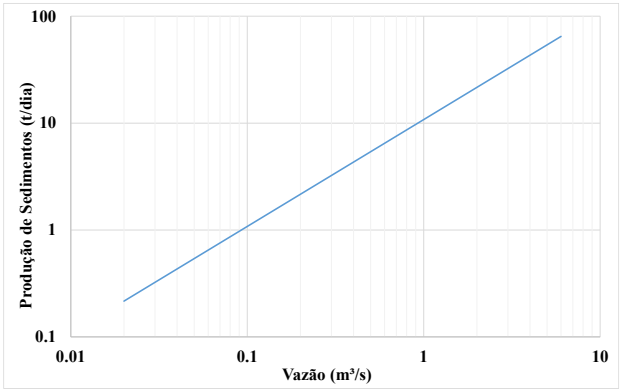


Figura 4: Curva chave dos sedimentos em suspensão (tonelada/dia) por vazão (m³/s) – Cenários 01 e 02.

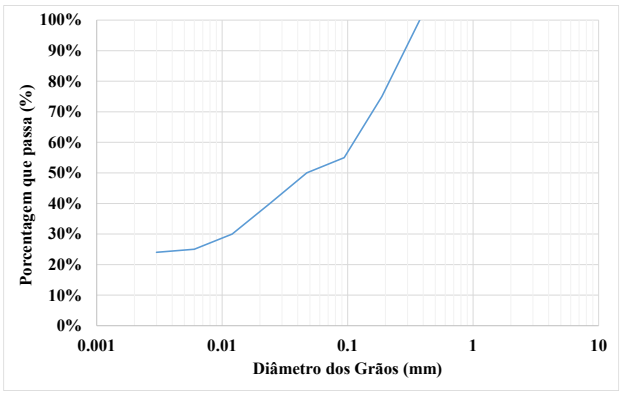


Figura 5: Curva granulométrica dos sedimentos em suspensão – Cenários 01 e 02.

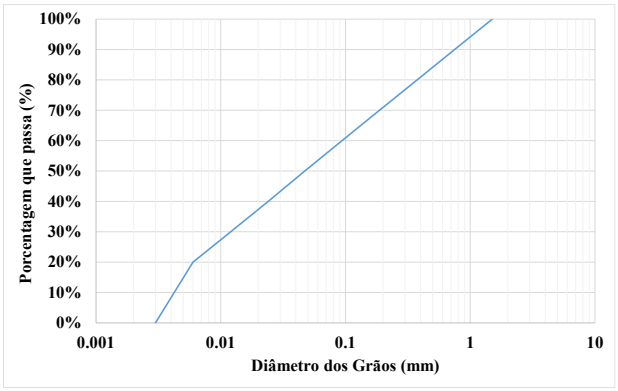


Figura 6: Curva granulométrica do solo depositado no reservatório – Cenários 01 e 02.

A fração de cada classe de grão é calculada e armazenada em cada camada. A classificação dos sedimentos é calculada com o conceito de camada ativa ou de mistura (Hirano, 1971; Karim e Kennedy, 1982; Wu, 1991; Wu, 2004). A camada ativa é a camada superior do leito que troca diretamente com o sedimento que se move na coluna de água, em suspensão. Enquanto os sedimentos nas camadas subsuperficiais, abaixo da camada ativa, não troca nem entra em contato diretamente com o sedimento em movimento (USACE, 2025).

Existem vários modelos de leito de múltiplas camadas na literatura (*e.g.* Spasojevic e Holly, 1993; Wu, 1991; Lin, 2010; Brown 2012; Lai, 2020; Wu, 2004). No HEC-RAS uma nova abordagem é desenvolvida com base no trabalho

de Wu (1991) e modificada para densidades variáveis do leito e dos grãos.

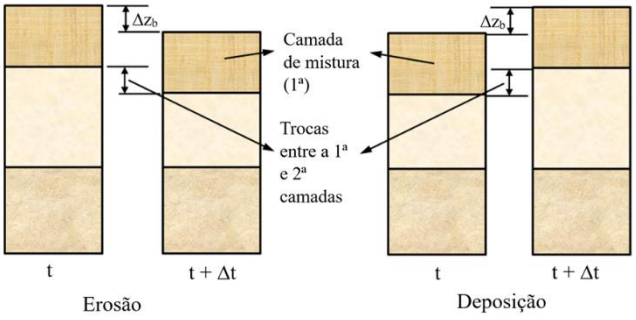


Figura 7: Modelo de camada múltipla de leito para classificação de material de leito (Wu, 2007).

A fórmula de Meyer-Peter-Müller (MPM) (1948), conforme Equação 2, é uma fórmula de carga de leito desenvolvida a partir de experimentos em canais artificiais de areia e cascalho em condições de leito plano. Foi originalmente desenvolvida para leitos de sedimentos uniformes. O HEC-RAS usa a versão da MPM de Vanoni (1975), a mesma versão usada no HEC-6. Wong e Parker (2006) demonstraram que o uso do MPM sem a correção de arrasto de forma prevê excessivamente o transporte de carga no leito (USACE, 2025).

$$\frac{q_{bk}^{*}}{\sqrt{R_k g {d_k}^3}} = A_M \rho_{sk} (\theta'_b - \theta_{crk})^{EM} \quad (2)$$

Sendo: q_{bk}^{*} é fração do sedimento transportado no fundo, $R_k = \frac{\rho_s}{\rho_w} - 1$ é a gravidade específica submersa, d_k é o diâmetro da partícula, g é a aceleração gravitacional (~ 9,81 m/s²), θ'_b é o parâmetro de Shields relacionado ao grão, ρ_{sk} é a densidade do sedimento, ρ_{sk} é a densidade da água, θ_{crk} é o parâmetro de Shields crítico e A_M é o coeficiente empírico. Meyer-Peter-Müller (1948) estimaram $A_M = 8$, $EM = 3/2$ e $\theta_{crk} = 0{,}047$. No entanto, Wong e Parker (2006) recalibraram a equação e encontraram $A_M = 3{,}97$, $EM = 1{,}6$ e $\theta_{crk} = 0{,}0495$. A fórmula MPM é mais aplicável a leitos de cascalho uniformes e tende a subestimar o transporte de areias finas e siltes.

A velocidade de queda de partícula (ω_{sd}) aproximada por Rubey (1933) foi desenvolvida por uma fórmula analítica para a velocidade de queda do sedimento com base nas propriedades do sedimento e do fluido, utilizando a lei de Stokes para partículas finas e uma fórmula de impacto para partículas grandes (USACE, 2025). As fórmulas são dadas por:

$$\omega_{sd} = F_1 \sqrt{Rgd} \quad (3)$$

$$F_1 = \sqrt{\frac{2}{3} + \frac{36\upsilon^2}{Rgd^3}} - \sqrt{\frac{36\upsilon^2}{Rgd^3}} \quad (4)$$

Sendo: υ é a viscosidade cinemática, g é a aceleração gravitacional (~ 9,81 m/s²), d é o diâmetro do grão, parâmetro de Shields relacionado ao grão e R é a gravidade específica submersa.

Segundo USACE (2025), o transporte de sedimentos de carga total é a soma de todas as partículas transportadas. A carga total pode ser dividida em cargas de leito e em suspensão como uma função do modo de transporte. A equação de transporte de carga total pode ser escrita como:

$$\frac{\partial}{\partial t}\left(\frac{hC_{tk}}{\beta_{tk}}\right) + \nabla.(hUC_{tk}) = \nabla.(\varepsilon_{tk} h \nabla C_{tk}) + E_{tk}^{HF} - D_{tk}^{HF} + S_{tk} \quad (5)$$

Sendo: C_{tk} é a concentração de sedimentos de carga total da kª classe de grãos, β_{tk} é o fator de correção da carga total para a kª classe de grãos, U é o vetor de velocidade média da corrente variada pela profundidade, U_{tk} é a correção da carga total (correspondente à kª classe de grãos), h é a profundidade da água, ε_{tk} é o coeficiente de difusão (mistura) da carga total correspondente à kª classe de grãos, E_{tk}^{HF} é a taxa de erosão de carga total, D_{tk}^{HF} é a taxa de deposição de carga total no fluxo hidráulico e S_{tk} é o termo de fonte/sumidouro de carga total.

A fração de sedimentos em suspensão é definida por:

$$r_{sk} = \frac{q_{sk}}{q_{tk}} \quad (6)$$

Sendo: r_{sk} é a fração de sedimentos em suspensão, q_{sk} é a taxa de transporte de carga suspensa, q_{tk} é a taxa de transporte de carga total.

A fração de sedimentos em suspensão é necessária no modelo de transporte de carga total para separar as contribuições da carga do leito e da carga suspensa para vários parâmetros, incluindo o coeficiente de mistura horizontal e os coeficientes de advecção. O parâmetro é necessário para balancear o sistema de equações. A fração de sedimentos suspensos é aproximada pelo parâmetro do modo de transporte, que é a razão entre as taxas potenciais de transporte de carga suspensa e de carga total:

$$r_{sk} \approx f_{sk} = \frac{q_{sk}^{*}}{q_{tk}^{*}} \quad (7)$$

Sendo: f_{sk} é o parâmetro do modo de transporte, q_{sk}^{*} é a taxa potencial de transporte de carga suspensa e q_{tk}^{*} é a taxa potencial de transporte de carga total.

O fator de correção da carga do leito é definido pela equação seguinte:

$$\beta_{bk} = \frac{u_{bk}}{U} \quad (8)$$

Sendo: β_{bk} é o fator de correção da carga do leito, u_{bk} é a velocidade do sedimento do leito e U é a velocidade média do escoamento.

Para a definição dos parâmetros coesivos e de floculação foi utilizada como referência o trabalho de USACE (2018) que

cita valores que foram convertidos e adotados como; valor limite de erosão de partícula (τ_c) 0,0976 Pa, erosão de desprendimento em massa (τ_{mw}) 0,195 Pa, declividade da curva da taxa de erosão (M) igual 0,05 e (M_{mw}) 0.03 N/m²hr. O método de floculação (ω_{sf}) adotado foi o de Hwang (1989), que tem a formulação baseada em Wolanski *et al.* (1989) e os valores dos parâmetros a, b, m e n foram adotados iguais a 0,048, 25,0, 1,0 e 0,4, respectivamente, conforme USACE (2018):

$$\omega_{sf} = \frac{aC^n}{(C^2 + b^2)^m} \quad (9)$$

Conclusões e observações

A partir dos dados apresentados foram desenvolvidos e simulados os modelos do *sump* hipotético no HEC-RAS 6.7, com e sem chicanes, e foi desenvolvido o cálculo pela fórmula de Stokes.

Para os modelos no HEC-RAS 6.7 foram feitas diversas tentativas de estabilização numérica dos intervalos computacionais, da simulação hidráulica e de sedimentos, variando-se estes de forma a se atingir o menor erro computacional possível e viável, uma vez que a simulação envolve fundo de leito variável. O erro computacional geral em volume do cálculo hidráulico é da ordem de 0,000157%. A complementação das Conclusões e observações está descrita na Parte II.

Referências bibliográficas

Brito, H. *et al.;* 2022. Estimativa da Produção de Sedimentos da Pilha de Disposição de Estéril (PDE) Convap. Complexo Minerador de Itabira. Revista Geociências v. 41, n. 1, p. 377-396.

Brown, G.L.; 2012. Modification of the bed sediment equations of Spasojevic and Holly (1993) to account for variable Porosity, variable grain specific gravity, and nonerodable boundaries, IIHR, Iowa City, IA, June 46.

Filizola, N; Guyot, J.L; 2009. Suspended sediment yields in the Amazon basin: an assessment using the Brazilian national data set. Hydrological Processes v. 23, p. 3207-3215.

Gomes, L.L.; 2012. Avaliação Espacial da Perda de Solo por Erosão pela Equação Universal de Perda do Solo (EUPS) – Pilha de Estéril Sul – Carajás/PA. Ouro Preto/MG.

Gellis, A.C.; Webb, R. M. T.; Wolfe, W.J.; McIntyre, S. C. I.; 1999. Effects of Land Use on Upland Erosion, Sediment, Transport, and Reservoir Sedimenation, Lago Loíza Basin, Puerto Rico. Water-Resources Investigations Report 99-4010.

Hirano, M.; 1971. River bed degradation with armoring. Proceedings of the Japan Society of Civil Engineers, 195, 55–65; https://doi.org/10.2208/jscej1969.1971.195_55.

Huff, F. A.; Angel, J. R.; 1992. Rainfall Frequency Atlas of the Midwest. Illinois State Water Survey, Champaign, Bulletin 71.

Hwang, K.N.; 1989. Erodibility of fine sediment in wave dominated environments. University of Florida.

Karim, M. F.; J. F. Kennedy; 1982. IALLUVIAL: A computer-based flow-and sediment-routing model for alluvial streams and its application to the Missouri River IIHR Rep. 250Ia. Inst. of Hydraul. Res., Iowa City.

Lai, Y. G.; 2020. A two-dimensional depth-averaged sediment transport mobile-bed model with polygonal meshes, Water, 1032: 121.

Libânio, M.; 2010. Fundamentos de qualidade e tratamento de água. Campinas/SP: Editora Átomo, 3a Edição.

Lin, Q.; Wu, W.; 2013. A one-dimensional model of mixed cohesive and non-cohesive sediment transport in open channels. Journal of Hydraulic Research, 112.

Meyer-Peter, E.; Müller, R.; 1948. Formulas for bed-load transport. Proc.: 2nd Meeting, IAHR, Stockholm, Sweden, p. 39–64.

Montoya, J.P.G.; Cervera, J.V.G.; Vanwalleghem, T.; 2021. Climate and Land Use Change Effects on Sediment Production in a Dry Tropical Forest Catchment. Water, 13, 2233. https://doi.org/10.3390/w13162233.

Pinto, C.S.; 2006. Curso Básico de Mecânica dos Solos em 16 Aulas. 3ª Edição, São Paulo: Oficina de Textos.

Potamos; 2021. Estudo de Chuvas Intensas e Cálculo da PMP na Área de Abrangência das Minas de Ferrosos e Metais Básicos – Corredor Sudeste (VALE), POTVAL5009-1-TC-RTE-0016.

Spasojevic, M.; Holly, F.M. Jr.; 1993. Three-dimensional numerical simulation of mobile-bed hydrodynamics, Technical Report No. 367, Iowa Institute of Hydraulic Research, The University of Iowa, USA.

United States Environmental Protection Agency (EPA); 1976. Erosion and Sediment Control – Surface Mining in eastern U.S. Volume 1 Planning, EPA 625/3-76-006.

USACE; 2018. HEC-RAS Unsteady Flow and Sediment Model of the Mississippi River: Tarbert Landing to the Gulf. U.S. Army Corps of Engineers, Mississippi Valley Division Mississippi River Geomorphology & Potamology, Program. Report No. 25.

Vanoni V.A.; 1975. Sedimentation Engineering, New York.

Wolanski, E.; Aseda, T.; Imberger, J.; 1989. Mixing Across a Lutocline, Limnology and Oceanography, 31, 931–938.

Wong, M.; Parker, G.; 2006. Reanalysis and Correction of Bed-Load Relation of Meyer-Peter and Müller Using Their Own Database. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9429(2006)132:11(1159).

Wu, W.; 1991. The study and application of 1-D, horizontal 2-D and their nesting mathematical models for sediment

transport, Ph.D. Dissertation, Wuhan University of Hydraulic and Electric Eng., Wuhan, China.

Wu, W.; 2004. Depth-averaged two-dimensional numerical modeling of unsteady flow and nonuniform sediment transport in open channels. Journal of Hydraulic Engineering, 130(1), 10131024.

Wu, W.; 2007. Computational river dynamics. United Kingdom: Taylor & Francis. London.

Continua na Parte II.

COMPARAÇÃO ENTRE MODELOS COMPUTACIONAIS BIDIMENSIONAIS E FÓRMULA TEÓRICA PARA UMA ESTRUTURA HIPOTÉTICA DE CONTENÇÃO DE SEDIMENTOS - PARTE II

Rubens Gomes Dias Campos[1], **Victor Hugo Brum Biscaro**[2]

[1]*Nechinni Consultoria e Projetos, e-mail: nechinniengenharia@outlook.com;*
[2]*VHB Consultoria e Projetos, e-mail: victorbrum0308@gmail.com.*

Palavras-chave: modelagem hidrodinâmica bidimensional; HEC-RAS; modelagem de sedimentos.

Resumo, introdução e objetivo

Este artigo é a continuidade da Parte I, onde foram descritos as atividades, métodos, parâmetros utilizados para a comparação de metodologias de análise de retenção de sedimentos em um *sump* elaborado de forma hipotética. Na Parte I foram apresentadas as taxas de sedimentos pesquisadas, área de estudo, o desenvolvimento dos hidrogramas, e os conceitos teóricos dos métodos de Stokes e aqueles aplicados no *software* HEC-RAS 6.7 (USACE), utilizados nesta pesquisa.

Os objetivos são; (i) revisar taxas de produção de sedimentos, (ii) calcular as taxas de produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica hipotética; (iii) comparar a eficiência de duas estruturas de contenção de sedimentos (*sumps*) por meio de formulação teórica e modelagens hidráulicas bidimensionais de sedimentos no *software* HEC-RAS 6.7 (USACE).

Desenvolvimento do modelo HEC-RAS bidimensional

Para o desenvolvimento do modelo HEC-RAS foi adotada a base ANADEM (UFRGS) a partir da qual foi introduzido um maciço simulando um aterro de um dique ou *sump*.

Para simulações foi adotado um reservatório considerando seu volume assoreado por sedimentos até a El. 1.190,40 m, correspondente ao volume morto do *sump* hipotético, conforme apresentado anteriormente na Parte I deste artigo. Ademais, o reservatório hipotético possui as seguintes características geométricas: crista na El. 1.194,00 m, extravasor retangular com 4,2 m de largura, com soleira na El. 1.193,41 m, alocado na margem esquerda e hipoteticamente revestimento em concreto.

Com relação à variação de temperatura durante o período simulado, foi considerada a variação apresentada na Figura a seguir.

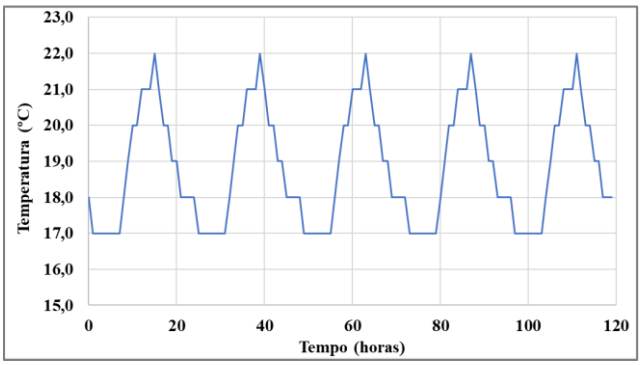


Figura 1: Variação de temperatura ao longo do período simulado - Cenários 01 e 02.

O coeficiente de Manning adotado foi de 0,015 para o trecho do sistema extravasor (destaque no trecho em roxo) desde seu emboque até o trecho em rápido, e para o restante do modelo foi adotado o valor de 0,020, conforme Figura 2.

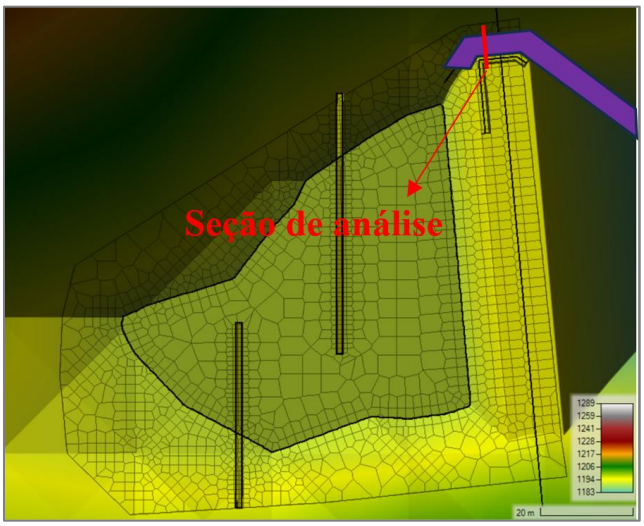


Figura 2: Coeficientes de Manning adotados - Cenários 01 e 02.

Destaca-se que o trecho do extravasor (marcação do trecho em roxo) foi considerado como não erodível no *software* HEC-RAS, conforme Figura 2.

Resultados fórmulas teóricas

Para o cálculo da vazão afluente média no *sump* hipotético pela hipótese de avaliação com formulação teórica, foi utilizado o Método Racional, com os seguintes parâmetros: área de drenagem igual a 101,06 ha, intensidade de precipitação igual a 4,08 mm/h (97,9 mm em 24 horas) e coeficiente de escoamento superficial igual a 0,33 (média ponderada dos valores de área por uso do solo) conforme a Parte I deste artigo.

Com isso, a vazão afluente média foi estimada em 0,378 m³/s. Em termos médios, dado que o volume útil de decantação dos sedimentos é igual a 11.770 m³, o tempo de residência dos sedimentos é igual a 8,65 horas.

Na Tabela 7 a seguir, são apresentadas as velocidades de queda das partículas em escoamento laminar calculadas pela Lei de Stokes (Equação 1), em função dos diâmetros dos grãos, apresentados na Parte I deste artigo.

Tabela 7: Velocidade de queda das partículas

Classe granulométrica	Velocidade de queda (m/s)
Areia média	7,67E-02
Areia fina	5,97E-03
Silte	2,91E-04
Argila	2,27E-07

Conforme descrito anteriormente, a altura média da lâmina de água no *sump* hipotético é igual a 2,11 metros. Assim, pela velocidade de queda das partículas (Tabela 7) é possível calcular o tempo de queda das partículas.

Se o tempo de queda das partículas é menor que o tempo de residência (8,65 horas) a partícula é retida. Caso contrário, a partícula não é retida. Assim, a Tabela 8 a seguir sintetiza as classes granulométricas que podem ou não ser retidas pelo *sump* hipotético.

Tabela 8: Tempo de queda e eficiência de retenção

Classe Granulométrica	Tempo de queda (h)	Tempo de Residência (h)	Retenção
Areia Média	0,0076	8,65	Retida
Areia Fina	0,098		Retida
Silte	2,02		Retida
Argila	2.582,7		Não Retida

Portanto, de acordo com as formulações teóricas empregadas, as faixas granulométricas de areia média, areia fina e silte são retidas, enquanto a faixa granulométrica da argila não poderá ser retida.

Resultados HEC-RAS bidimensional

Para a avaliação do desempenho do modelo HEC-RAS em representar a capacidade de retenção de sedimentos foram criadas duas hipóteses de representação deste sistema.

Para a primeira hipótese foi considerado um fluxo livre e sem obstáculos (Cenário 01), o qual não conta com chicanes e possui a condição de contorno a montante ao longo de todo o perímetro, conforme

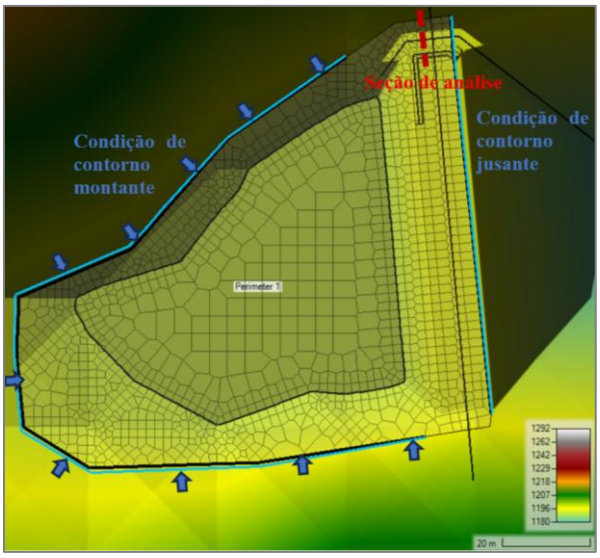


Figura **3**.

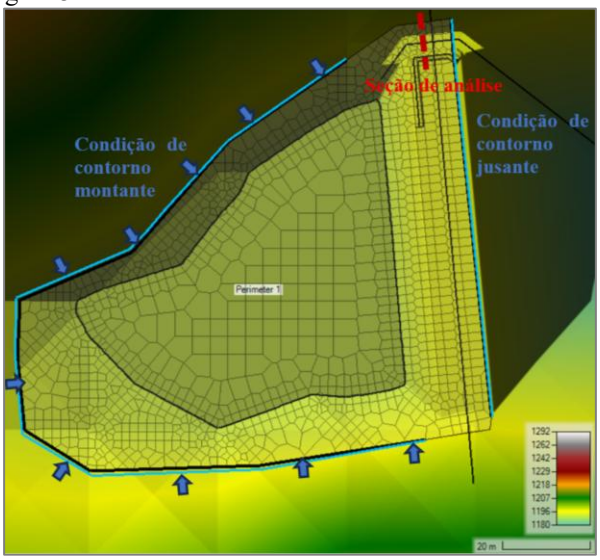


Figura 3: Condições de contorno - Cenário 01 (Escala de elevação do terreno - m).

Pode-se verificar que o trajeto da concentração de sedimentos em suspensão, ao longo da simulação, podem ser representada conforme a Figura 4, Figura 5 e Figura 6, as quais não só permitem entender a dinâmica do fluxo e da concentração de sedimentos em suspensão, em função do reservatório e pela condição de fluxo livre. Os vetores de velocidades são representados por linhas brancas nas figuras a seguir.

Para a segunda hipótese, de fluxo com obstáculos (Cenário 02), que conta com duas chicanes e possui a condição de contorno a montante em um trecho específico, mais curto que aquele do Cenário 01, delimitado de forma a concentrar o fluxo e obrigá-lo a passar pelas chicanes, conforme Figura 7.

As chicanes estão localizadas nas cotas 1.194,0 m e possuem 1,20 m de largura e forçam o fluxo de água e sedimentos a percorrer um caminho mais longo, causando desvios no fluxo e perda de carga com acentuada redução de velocidade. Verificou-se o fluxo e a concentração de sedimentos em suspensão e seu trajeto afetado pelas chicanes, conforme Figura 8, Figura 9 e Figura 10.

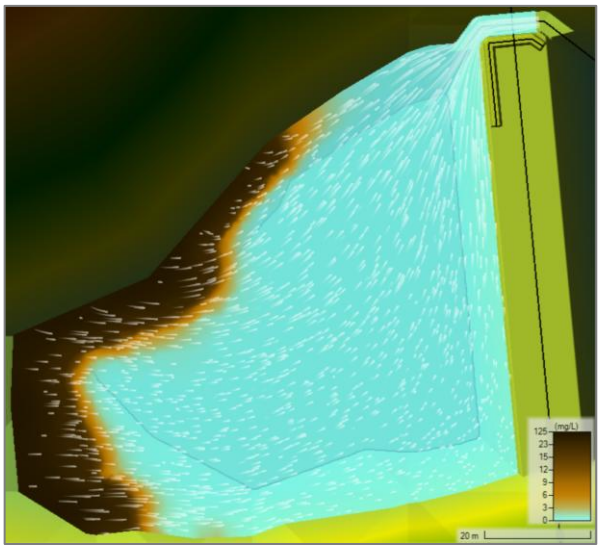


Figura 4: Concentração de Sedimentos Totais – Cenário 01 primeiro tercil temporal.

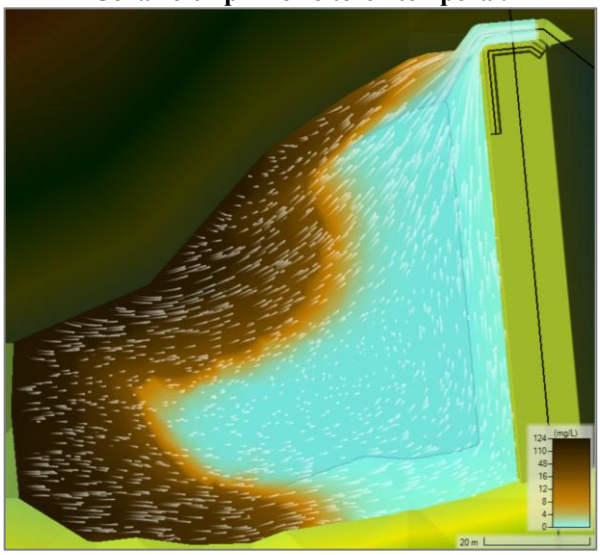


Figura 5: Concentração de Sedimentos Totais – Cenário 01 segundo tercil temporal.

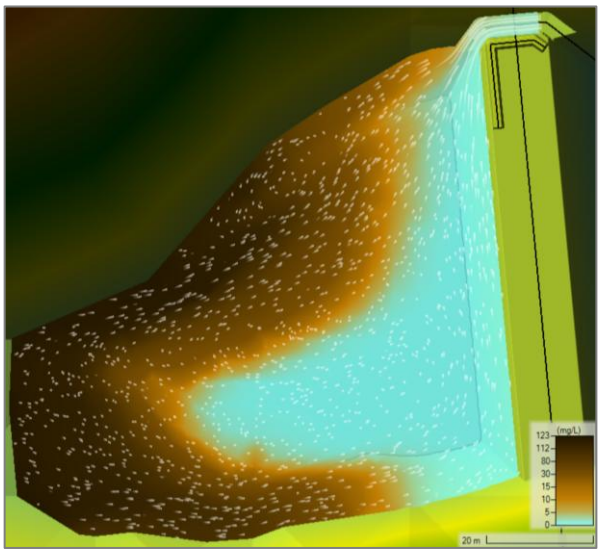


Figura 6: Concentração de Sedimentos Totais – Cenário 01 e último tercil temporal.

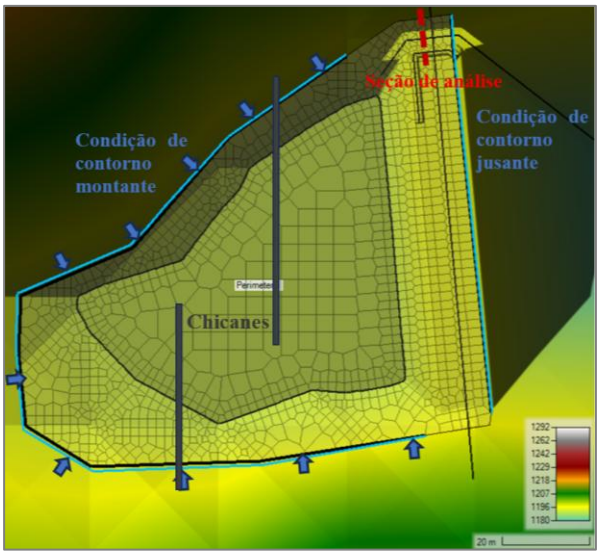


Figura 7: Condições de contorno e chicanes – Cenário 02 (Escala de elevação do terreno - m).

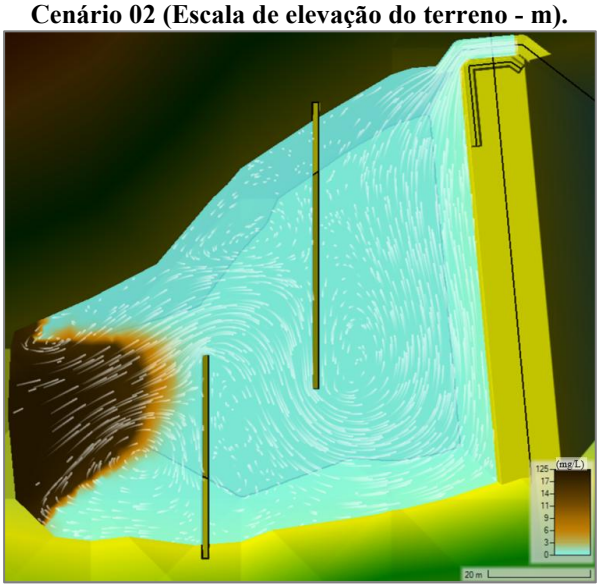


Figura 8: Concentração de Sedimentos Totais – Cenário 02 primeiro tercil temporal.

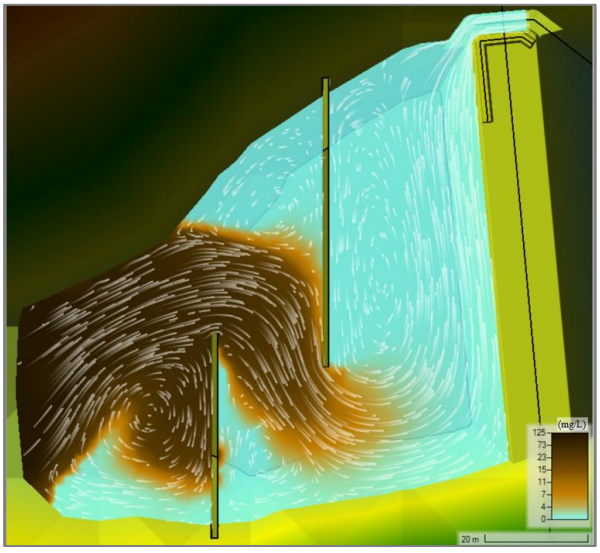


Figura 9: Concentração de Sedimentos Totais – Cenário 02 segundo tercil temporal.

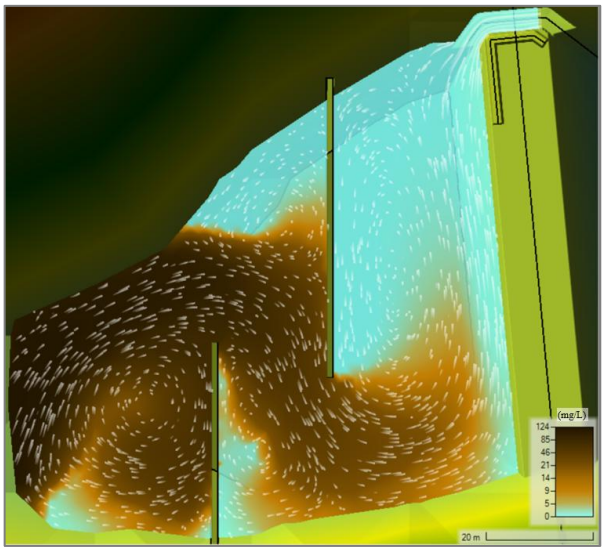


Figura 10: Concentração de Sedimentos Totais – Cenário 02 e último tercil temporal.

Foi delimitada uma seção de análise (Figura 2) que permitiu obter as taxas de concentração de sedimentos em suspensão, e comparar cada hipótese de eficiência de retenção de sedimento. Assim, a Tabela 9 e Tabela 10 apresentam as taxas para a parcela fina e parcela arenosa, respectivamente, para o Cenário 01, bem como o total de concentração de sedimentos em suspensão. O gráfico da Figura 11 ilustra a variação de cada parcela e de totais de concentração de sedimentos em suspensão para o Cenário 01.

O recurso de utilização das camadas de parâmetros de resultados no *software* HEC-RAS permitiu verificar como se comportam os vetores de velocidades (representados por linhas brancas nas figuras) e as regiões de erosão e deposição que possam ocorrer, próximo ao perímetro de entrada do hidrograma e sutilmente próximo ao extravasor (Figura 12).

De forma similar ao apresentado anteriormente, a Tabela 11 e Tabela 12 apresentam as taxas para a parcela fina e parcela arenosa, respectivamente, para o Cenário 02, bem como o total de concentração de sedimentos em suspensão. O gráfico da Figura 14 ilustra a variação de cada parcela e de totais de concentração de sedimentos em suspensão para o Cenário 02.

De forma similar ao apresentado anteriormente para o Cenário 01, foram verificados de forma qualitativa os vetores de velocidades (representados por linhas brancas nas figuras) e as regiões de erosão e deposição que foram obtidas se situam muito incidentemente no trecho de entrada concentrada do hidrograma, inclusive onde se situa a parede da primeira chicane à direita, e sutilmente paralela à segunda chicane (Figura 15).

Tabela 9: Concentração das partículas finas (silte e argila) para o Cenário 01 na seção de análise

Seção (m)	C argila (mg/L)	C silte muito fino (mg/L)	C silte fino (mg/L)	C silte médio (mg/L)	C silte grosso (mg/L)
0,000	0,688	0,028	0,136	0,223	0,115
0,328	0,680	0,028	0,134	0,221	0,114
0,657	0,668	0,027	0,132	0,217	0,112
1,022	0,642	0,026	0,127	0,209	0,108
1,425	0,620	0,025	0,122	0,202	0,105
1,829	0,598	0,025	0,118	0,195	0,101
2,233	0,575	0,024	0,114	0,188	0,098
2,636	0,552	0,023	0,109	0,180	0,094
2,994	0,528	0,022	0,104	0,173	0,091
3,353	0,499	0,021	0,099	0,164	0,086
3,678	0,472	0,019	0,093	0,155	0,082
4,004	0,470	0,019	0,093	0,154	0,082

Tabela 10: Concentração das partículas grossas (areias) e total para o Cenário 01 na seção de análise

Seção (m)	C Areia Muito Fina (mg/L)	C Areia Fina (mg/L)	C Areia Média (mg/L)	C Areia Grossa (mg/L)	C Areia Muito Grossa (mg/L)	C total (mg/L)
0,000	0,079	0,429	0,717	1,1E-07	1,1E-07	2,415
0,328	0,077	0,418	0,697	1,1E-07	1,1E-07	2,368
0,657	0,073	0,400	0,665	1,2E-07	1,2E-07	2,293
1,022	0,066	0,364	0,604	1,6E-07	1,6E-07	2,145
1,425	0,062	0,339	0,561	2,4E-07	2,5E-07	2,036
1,829	0,057	0,314	0,518	3,2E-07	3,4E-07	1,926
2,233	0,053	0,289	0,474	4,1E-07	4,3E-07	1,814
2,636	0,048	0,265	0,432	4,9E-07	5,2E-07	1,704
2,994	0,044	0,240	0,389	5,8E-07	6,2E-07	1,591
3,353	0,039	0,214	0,345	5,9E-07	6,2E-07	1,467
3,678	0,035	0,191	0,304	5,7E-07	6,1E-07	1,353
4,004	0,035	0,189	0,301	5,5E-07	5,9E-07	1,344

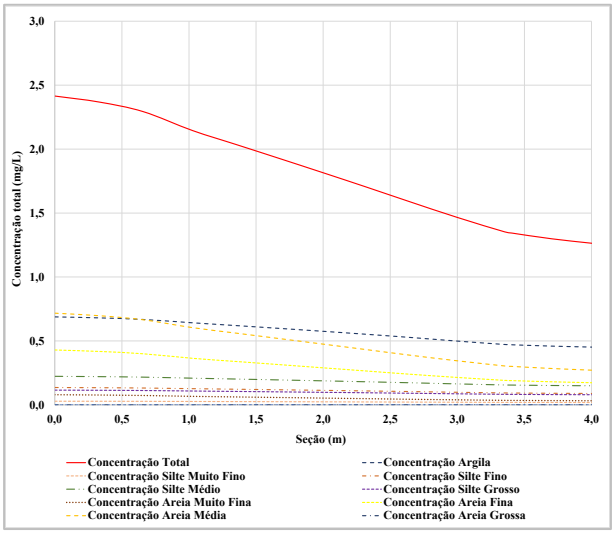


Figura 11: Gráfico de concentração para a seção de análise – Cenário 01.

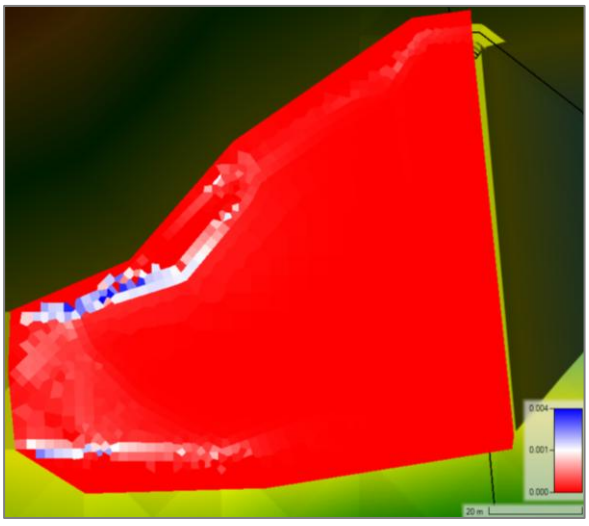


Figura 12: Alterações no fundo (unidade em metros) – Cenário 01.

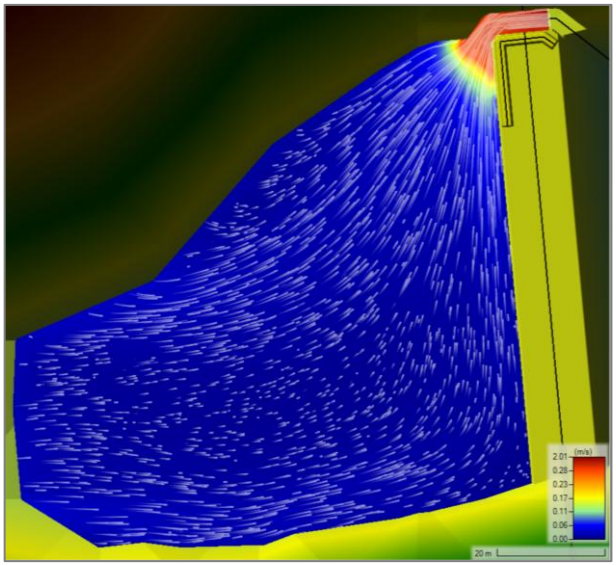


Figura 13: Velocidades obtidas – Cenário 01.

Tabela 11: Concentração das partículas finas (silte e argila) para o Cenário 02 na seção de análise

Seção (m)	C argila (mg/L)	C silte muito fino (mg/L)	C silte fino (mg/L)	C silte médio (mg/L)	C silte grosso (mg/L)
0,000	0,0064	0,0003	0,0013	0,0023	0,0014
0,331	0,0064	0,0003	0,0013	0,0023	0,0014
⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮
3,704	0,0064	0,0003	0,0013	0,0023	0,0014
4,003	0,0064	0,0003	0,0013	0,0023	0,0014

Tabela 12: Concentração das partículas grossas (areias) e total para o Cenário 02 na seção de análise

Seção (m)	C Areia Fina (mg/L)	C Areia Média (mg/L)	C Areia Grossa (mg/L)	C Areia Muito Grossa (mg/L)	C total (mg/L)
0,000	3,9E-05	6,4E-04	2,2E-07	2,3E-07	0,0124
0,331	3,8E-05	6,2E-04	2,1E-07	2,2E-07	0,0123
0,658	3,5E-05	5,8E-04	2,0E-07	2,2E-07	0,0123
1,027	3,2E-05	5,4E-04	1,9E-07	2,1E-07	0,0122
1,352	3,1E-05	5,3E-04	1,9E-07	2,0E-07	0,0122
1,678	3,0E-05	5,2E-04	1,8E-07	2,0E-07	0,0122
2,003	3,0E-05	5,1E-04	1,8E-07	1,9E-07	0,0122
2,321	2,9E-05	5,0E-04	1,8E-07	1,9E-07	0,0122
2,640	2,8E-05	5,0E-04	1,7E-07	1,9E-07	0,0122
2,996	2,9E-05	5,2E-04	1,8E-07	1,8E-07	0,0122
3,353	3,0E-05	5,4E-04	1,8E-07	1,8E-07	0,0122
3,406	3,0E-05	5,4E-04	1,8E-07	1,8E-07	0,0122
3,704	3,1E-05	5,6E-04	1,8E-07	1,8E-07	0,0123
4,003	3,1E-05	5,7E-04	1,8E-07	1,8E-07	0,0123

Conforme citado anteriormente, a velocidade de queda das partículas foi calculada no *software* HEC-RAS pela formulação de Rubey. A Tabela 13 e Tabela 14 a seguir apresentam os valores calculados de velocidade de queda da partícula obtidos para cada granulometria, enquanto a Figura 17 explicita graficamente as velocidades obtidas.

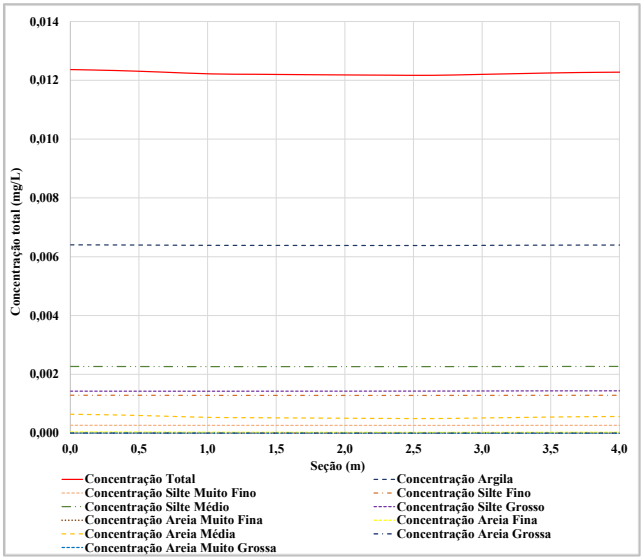


Figura 14: Gráfico de concentração para a seção de análise – Cenário 02.

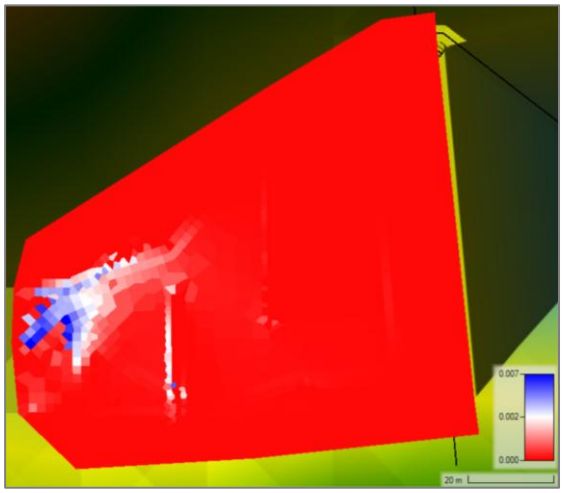


Figura 15: Alterações no fundo (unidade em metros) – Cenário 02.

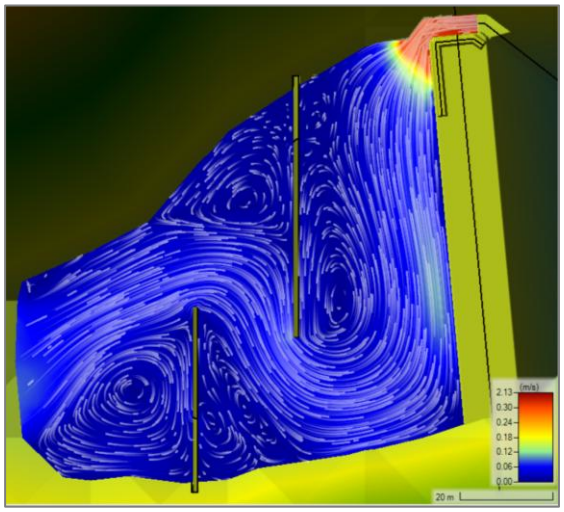


Figura 16: Velocidades obtidas – Cenário 02.

Tabela 13: Velocidade de queda das partículas finas (silte e argila)

Seção (m)	Vel. Queda Argila (m/s)	Vel. Queda Silte Muito Fino (m/s)	Vel. Queda Silte Fino (m/s)	Vel. Queda Silte Médio (m/s)	Vel. Queda Silte Grosso (m/s)
0,000	1,49E-06	5,98E-06	2,01E-05	8,78E-05	3,36E-04
0,331	1,49E-06	5,98E-06	2,01E-05	8,78E-05	3,36E-04
⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮
3,704	1,49E-06	5,98E-06	2,01E-05	8,78E-05	3,36E-04
4,003	1,49E-06	5,98E-06	2,01E-05	8,78E-05	3,36E-04

Tabela 14: Velocidade de queda das partículas grossas (areias)

Seção (m)	Vel. Queda Areia Muito Fina (m/s)	Vel. Queda Areia Fina (m/s)	Vel. Queda Areia Média (m/s)	Vel. Queda Areia Grossa (m/s)	Vel. Queda Areia Muito Grossa (m/s)
0,000	0,001	0,005	0,017	0,040	0,071
0,331	0,001	0,005	0,017	0,040	0,071
⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮
3,704	0,001	0,005	0,017	0,040	0,071
4,003	0,001	0,005	0,017	0,040	0,071

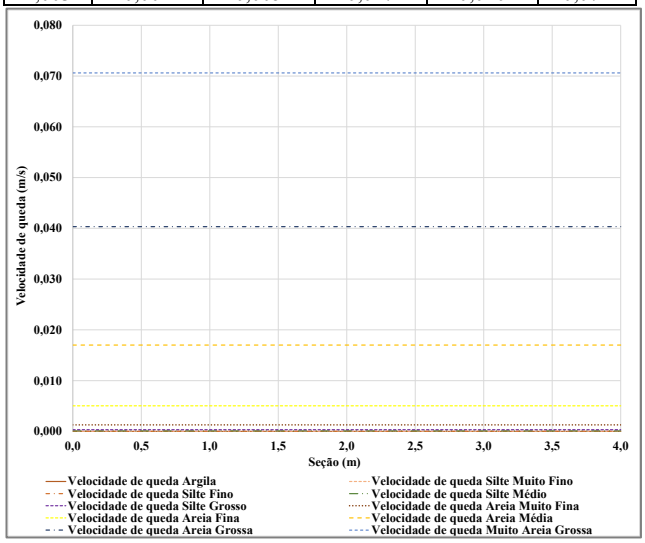


Figura 17: Velocidade de queda das partículas.

Ressalta-se que a velocidade de queda da partícula calculada por Rubey é constante ao longo de todo o reservatório hipotético, visto que seu cálculo depende apenas das propriedades e parâmetros fornecidos da água e dos sedimentos, sendo invariante em relação às propriedades hidrodinâmicas no reservatório e, consequentemente, em relação aos cenários simulados (Cenários 01 e 02).

A **Tabela 15** a seguir faz um comparativo entre os valores de velocidade de queda obtido entre a Lei de Stokes (aplicação teórica) e a velocidade de queda da partícula calculada pela fórmula de Rubey, aplicada no HEC-RAS, com suas respectivas diferenças relativas.

Tabela 15: Comparativo da velocidade de queda das partículas pela Lei de Stokes (aplicação teórica) e fórmula de Rubey (HEC-RAS)

Classe granulométrica	Vel. Queda – Stokes (m/s)	Vel. Queda – Rubey HEC-RAS (m/s)	Diferença relativa
Areia média	0,077	0,017	-3,5 vezes
Areia fina	0,006	0,005	-0,2 vezes
Silte	2,91E-04	8,78E-05	-2,3 vezes
Argila	2,27E-07	1,49E-06	0,8 vezes

Verifica-se que a comparação entre as velocidades de queda (Stokes por Rubey) apresentam uma variação inferior a 10 (dez) vezes em todas as classes granulométricas consideradas. Ademais, apenas para argila a velocidade de queda calculada por Rubey (HEC-RAS) é inferior pela velocidade calculada por Stokes.

Conclusões e observações

Não foi possível calibrar os modelos HEC-RAS e a aplicação teórica da fórmula de Stokes, uma vez que se tratam de dados hipotéticos, o que não inviabiliza a análise comparativa entre as abordagens.

A aplicação da equação de Stokes possui diversas limitações, podendo-se listar: não é possível avaliar obstáculos, a forma do reservatório e as interferências na velocidade da partícula, ou seja, é um cálculo simples de velocidade média de queda do sedimento.

Uma limitação desta pesquisa trata da comparação dos métodos de retenção de sedimentos quando um destes utiliza o método Racional e outro o método SCS, de forma que a avaliação pela fórmula de Stokes utiliza uma vazão considerada constante e a avaliação pelo HEC-RAS utiliza um hidrograma variado.

Foi verificado que as diferenças da velocidade de queda, comparadas entre Stokes e Rubey, não apresentou uma variação muito significativa, destacando-se a classe areia fina com uma diferença de 18% na velocidade de queda. As outras variações são maiores, porém não superam uma ordem de grandeza de 10 (dez) vezes.

O HEC-RAS permite avaliar todos os obstáculos, a forma do reservatório, as interferências na velocidade da partícula e a obtenção de concentrações de sedimentos em suspensão em qualquer parte do reservatório. Os recursos de representação do HEC-RAS permitem uma resposta sobre a funcionalidade de *sumps* ou reservatórios e contenção de sedimentos de forma muito mais avançada, representativa e robusta. Recomenda-se que todas as avaliações de contenção de sedimento em *sumps*, barragens e diques sejam feitas com a utilização do HEC-RAS bidimensional.

Entre os dois arranjos do HEC-RAS, Cenários 01 e 02, a utilização das chicanes promoveu a redução em 146 vezes na taxa de sedimentos em suspensão. Como demonstrado, além das chicanes é necessário inserir o fluxo pelo extremo montante do reservatório para que o trajeto seja maior e sofra a interferência destas barreiras. Uma limitação desta simulação é que usualmente as chicanes são porosas.

O principal resultado obtido, pela comparação da fórmula de Stokes com o modelo HEC-RAS, trata da retenção, ou não, de determinada faixa granulométrica. Na abordagem por Stokes haveria a retenção de areias e silte. Porém, com o resultado do modelo do *software* HEC-RAS podem ocorrer vertimentos de todas as faixas granulométricas, com as mais grosseiras apresentando menores concentrações.

Referências bibliográficas

Laipelt, L.; de Andrade, B.C.C.; Collischonn, W.; Amorim, A.; Paiva, R.C.D.; Ruhoff. A.; 2024. ANADEM: A digital terrain model for South America. Disponível em: https://www.preprints.org/manuscript/202404.1305/v1.

Rubey, W. W.; 1933. Settling velocities of gravel, sand, and silt particles. American Journal of Science, 5th Series, 25(148), 325338.

USACE; 2025. HEC-RAS 2D Sediment Technical Reference Manual.

Stokes, G. G.; 1851. On the effect of internal friction of fluids on the motion of pendulums. Transactions of the Cambridge Philosophical Society. 9, part ii: 8–106.

UTILIZAÇÃO DA EQUAÇÃO MUSLE CALIBRADA POR MEIO DE IMAGENS DE DRONE PARA ANÁLISE DA DINÂMICA DE SEDIMENTOS EM ÁREA DE MINERAÇÃO

Luisa da Cunha Vieira[1], Lucas Fontanetti Martins[2], José Carlos de Melo Bernardino[3], Lívia Jacobini[4], Gabriel Rezende Coelho[5]

[1]BVP Geotecnia e Hidrotecnia, e-mail: luisa.vieira@bvp.eng.br; [2]Universidade de São Paulo (USP), e-mail: lucas.fontanetti.martins@usp.br; [3] Universidade de São Paulo (USP), e-mail: jcarlosmbernardino@usp.br; [4]Samarco Mineração, e-mail: livia.jacobini@samprojetos.com, [5]Samarco Mineração, e-mail: gabriel.coelho@samarco.com

Palavras-chave: Transporte de sedimentos; MUSLE; Mineração.

Resumo

Na mineração, a erosão e o transporte de sedimentos podem gerar impactos significativos em regiões a jusante e, por isso, a compreensão da dinâmica desses fenômenos é fundamental para que sejam desenvolvidas medidas de controle e minimização nas áreas afetadas. Este trabalho analisou a dinâmica de deposição de sedimentos em canais de drenagem implantados em área de mineração, considerando um evento pluviométrico isolado. Para isso, foi utilizada a Equação Universal de Perda de Solos Modificada (MUSLE), calibrada a partir de dados obtidos por levantamentos aerofotogramétricos com drone, como forma de estimar a produção de sedimentos em sub-bacias da área de contribuição da Barragem do Germano (Mariana-MG), atualmente em processo de descaracterização. As vazões líquidas e sólidas foram integradas a um modelo hidrodinâmico bidimensional (RiverFlow2D®), permitindo simular o trânsito da cheia e o transporte de carga de fundo no sistema de canais. Os resultados indicaram baixa tendência geral de deposição de sedimentos para o evento analisado (Tempo de Retorno de 2 anos), com destaque para acúmulo significativo nos canais da Bacia do Chico, área que atualmente recebe aporte expressivo da Cava do Germano. O trabalho aponta para o potencial de integração de diferentes ferramentas - modelagem empírica, simulação numérica e geotecnologias - na análise do assoreamento em sistemas hidráulicos de áreas mineradas diante da carência de dados medidos *in situ*.

Introdução

Os processos de erosão e transporte de sedimentos exercem influência direta sobre o funcionamento de sistemas fluviais e canais, ocasionando alterações geomorfológicas no leito, degradação da qualidade da água, assoreamento e obstruções, aumentando os riscos de inundações e extravasamentos, entre outros impactos (Silva *et al*., 2024). Compreender esses processos é, portanto, essencial para o desenvolvimento de estratégias eficazes de controle e mitigação de impactos.

Embora naturais - decorrentes da ação da água, do vento e da gravidade, por exemplo - esses processos podem ser intensificados por atividades antrópicas (ASCE, 2008). Na mineração, a remoção da vegetação associada às massivas movimentações de terra torna o solo suscetível a acelerados processos erosivos (EPA, 1976). Sem medidas adequadas de controle, parte desse material pode ser transportada pelo escoamento superficial, impactando áreas a jusante.

Modelos matemáticos de transporte de sedimentos têm sido utilizados para representar os processos físicos que regem a erosão, o transporte e a deposição de partículas (Jiang *et al*. 2025). Esses modelos consideram aspectos como a dinâmica do escoamento (velocidade, profundidade e padrões de turbulência), as propriedades dos sedimentos (tamanho, densidade e distribuição granulométrica) e a interação entre fluxo e sedimento (taxa de sedimentação e critérios de incipiência de movimento). Para que os modelos matemáticos sejam representativos e forneçam valores confiáveis, é importante que sejam alimentados e/ou calibrados com dados medidos *in situ*.

Em áreas de mineração, a geração de sedimentos ocorre de forma intensa em curtos períodos de tempo, com movimentação de material cujos parâmetros podem variar consideravelmente. No entanto, o monitoramento *in situ* muitas vezes é dificultado pelas constantes obras e pela interdição de acessos aos pontos de coleta durante eventos de precipitação, em vista de alerta de raios que exigem a evacuação do local. Somado a isso, as bacias costumam ter áreas pequenas, com um curto tempo de resposta, fazendo com que não haja tempo hábil para que uma equipe chegue aos pontos de coleta durante os picos de vazão.

Em decorrência dessas particularidades e da constante ausência de monitoramento hidrossedimentológico, tem sido comum a adoção de taxas de geração de sedimentos que variam de 300 m³/ha.ano a 600 m³/ha.ano (EPA, 1976). A utilização de modelos como a Equação Universal de Perda de Solos (USLE) tem mostrado que tais valores são representativos para estimativas anuais em áreas mineradas (Brito *et al.,* 2022; Gomes, 2012). No entanto, ainda são escassas as referências voltadas à estimativa da geração de sedimentos em áreas de mineração associada a eventos pluviométricos isolados.

A MUSLE tem sido amplamente empregada para a estimativa da perda de solo e da geração de sedimentos associada a eventos pluviométricos isolados em bacias hidrográficas sob variadas condições ambientais (Machado *et al*., 2009; Mantovani *et al*., 2018; Nunes *et al*., 2022). Derivada da USLE, tradicionalmente aplicada na agricultura (Carvalho, 2008), a MUSLE foi desenvolvida

para calcular a perda de solo em eventos específicos de escoamento superficial, incorporando a energia associada ao escoamento (*runoff*) em vez de considerar apenas a energia da chuva, como na USLE (Kinnell e Risse, 1998). Essa modificação torna a MUSLE mais adequada para eventos de erosão em curto prazo e em situações onde o escoamento superficial é um fator determinante.

Considerando o exposto, o presente trabalho teve como objetivo analisar, de forma qualitativa, a dinâmica de deposição de sedimentos associada a um evento pluviométrico isolado, em um sistema de canais situado em área de mineração. Para isso, foi empregado um modelo matemático de transporte de sedimentos, no qual as vazões sólidas foram estimadas por meio da MUSLE. Em razão da ausência de dados de monitoramento *in situ*, o modelo foi alimentado com valores estimados de sedimentos desprendidos na bacia de interesse, calculados a partir da MUSLE calibrada com dados derivados de imagens obtidas por drone.

Contextualização da área do estudo

A Barragem do Germano, pertencente à Samarco Mineração, fica localizada no município de Mariana-MG e encontra-se em processo de descaracterização. Esse processo inclui, dentre outras ações, a reconformação topográfica do reservatório (*regrading*), com a eliminação de formação de lago, e da área logo a montante, chamada Bacia do Chico, e a implantação de um sistema de canais capaz de coletar a drenagem superficial da bacia de contribuição da barragem e conduzi-la para jusante da estrutura geotécnica. As declividades dos aterros são direcionadas para o sistema de drenagem, de forma que toda a água proveniente da precipitação direta no aterro é conduzida para o interior dos canais. A Figura 1 mostra a área de estudo e o arranjo do projeto executivo da descaracterização.

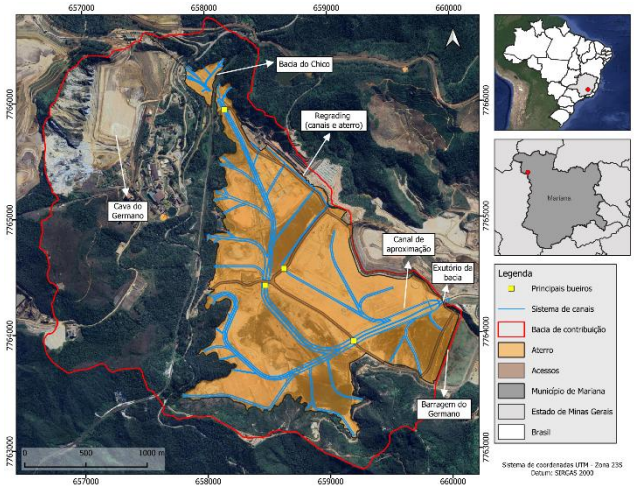


Figura 1: Localização da Barragem do Germano e seu projeto executivo de descaracterização.

O sistema de canais do *regrading* e da Bacia do Chico foi dimensionado para a vazão de pico associada à Precipitação Máxima Provável (PMP). Com a geometria trapezoidal, os canais possuem bases largas e baixas declividades, contribuindo para reduzidas velocidades de escoamento.

Ferramentas e métodos

Para o desenvolvimento do projeto executivo da descaracterização, simulações hidrológicas e hidrodinâmicas foram realizadas previamente no modelo RiverFlow2D®.

Desenvolvido pela Hydronia LLC, o RiverFlow2D® é um modelo hidráulico bidimensional baseado na conservação de volume que resolve as equações de águas rasas derivadas da integração vertical das equações de Navier-Stokes. É também é classificado como um modelo hidrológico distribuído, pois considera a variabilidade espacial de parâmetros do modelo chuva-vazão, além de permitir a avaliação integrada da dinâmica do escoamento por meio de uma malha composta por elementos associados a diversas variáveis, como elevação da superfície do terreno, precipitação, parâmetros de infiltração do solo e de resistência ao escoamento. A essa malha, podem ainda ser incorporados elementos hidráulicos como canais, bueiros e pontes. O RiverFlow2D® dispõe de oito módulos, incluindo um dedicado à modelagem do transporte de sedimentos.

Nesse contexto, o modelo hidrológico-hidráulico permitiu simular o trânsito de cheias na bacia de contribuição da Barragem do Germano, bem como a propagação da cheia pelo sistema de canais dimensionados. Acredita-se que a produção de sedimentos na bacia é considerável e, tendo em vista a baixa declividade dos canais do *regrading*, tornou-se relevante avaliar o desempenho hidráulico do sistema de drenagem superficial incorporando os efeitos do transporte de sedimentos.

O estudo foi dividido em quatro etapas, conforme o fluxograma da Figura 2.

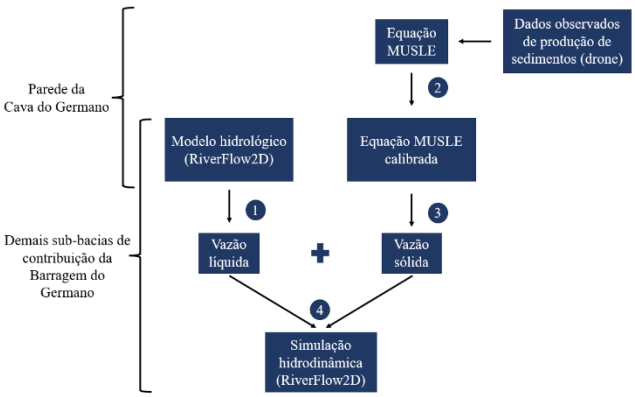


Figura 2: Fluxograma com a metodologia do estudo.

Etapa 1: as vazões líquidas foram obtidas a partir do modelo hidrológico utilizado no projeto executivo da descaracterização da Barragem do Germano.

Foi adotado um Tempo de Retorno (TR) de 2 anos, o qual representa eventos de cheia mais recorrentes e, portanto, com maior potencial para gerar acúmulo de sedimentos dentro dos canais de drenagem superficial. Considerou-se a duração crítica (4 horas) do evento de TR de 2 anos para a bacia da Barragem do Germano. Isso quer dizer que, para

um evento de TR de 2 anos, a duração de 4 horas é aquela que provoca a maior vazão de pico no exutório da bacia.
Adotou-se a discretização temporal do modelo de minuto em minuto e foi simulado um período de 8 horas. Como resultado da simulação do modelo hidrológico da Etapa 1, foram obtidos todos os hidrogramas das sub-bacias representadas na Figura 3, os quais foram inseridos como condição de contorno de montante no modelo da Etapa 4.
Etapa 2: entre janeiro de 2021 e janeiro de 2023, foram realizados quatro levantamentos aerofotogramétricos com uso de drone da Parede da Cava do Germano, conforme Figura 3.

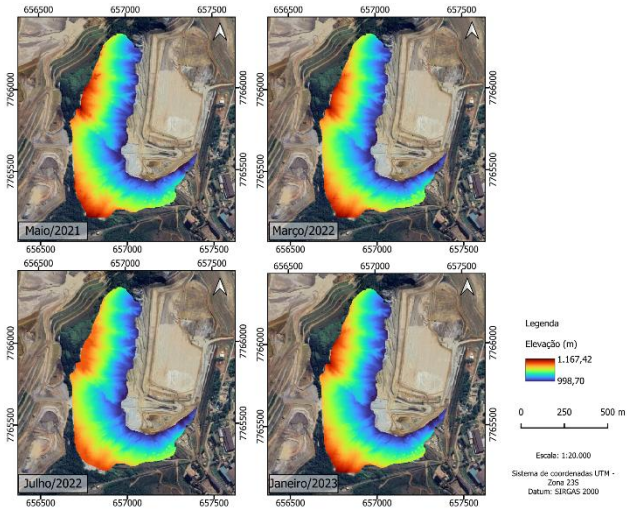


Figura 3: Mapeamento da parede da Cava do Germano obtido pelo drone

Por meio desses levantamentos, foi possível obter a quantidade de sedimento desprendido entre uma data e outra. Essa quantidade de sedimento também foi estimada por meio da MUSLE, dada pela Eq. (1):

$$Y = 11{,}8 \,.\, (Q \,.\, q_p)^{0{,}56} . K . LS . C . P \quad (1)$$

Onde: Y é a estimativa da perda de solo relativa ao evento pluviométrico, em toneladas, Q é o volume do escoamento superficial, em m³, q_p é a vazão de pico relativa ao evento pluviométrico, em m³/s, K é o fator de erodibilidade do solo, LS é o fator de comprimento e inclinação da encosta, C é o fator de uso e manejo do solo e P é o fator de práticas conservacionistas.
A MUSLE foi então calibrada visando encontrar o fator multiplicador (ao invés do valor de 11,8) que proporcionasse resultados de sedimentos acumulados coerentes com os observados pelos levantamentos do drone, de forma a adequar a equação para a região de estudo.
Etapa 3: a MUSLE calibrada na Etapa 1 foi então utilizada para a obtenção da vazão sólida proveniente das demais sub-bacias que contribuem para o sistema de canais do *regrading* (Figura 4).

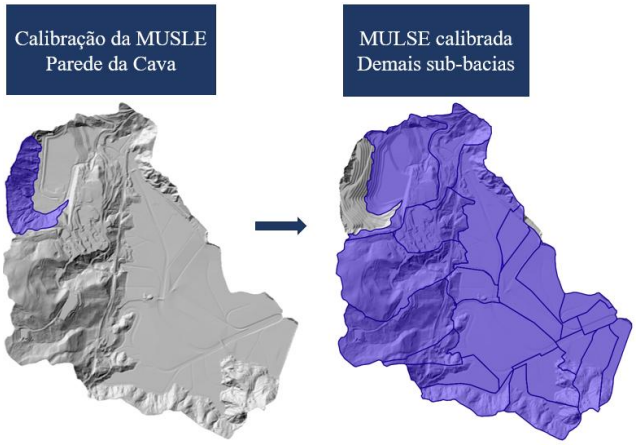


Figura 4: Esquema de utilização da MUSLE calibrada e sub-bacias consideradas.

A obtenção de cada um dos parâmetros da MUSLE tomou como referência a abordagem utilizada por Nunes *et al.* (2022), com base na formulação original proposta por Williams (1975), e ocorreu da seguinte forma:

- Fator multiplicador: foi calibrado e adotou-se valor de 6,30 ao invés de 11,8;
- Volume de escoamento superficial (Q): foi calculado multiplicando-se a área de cada sub-bacia pela precipitação efetiva calculada pelo método do NRCS;
- Vazão de pico do evento pluviométrico (q_p): foi obtida por meio do produto da área de cada sub-bacia pela precipitação efetiva e a subsequente divisão pelo tempo de pico do hidrograma, que representa 60% do tempo de concentração. O cálculo do tempo de concentração se deu através da equação proposta por Watt e Chow (1985) *apud* Nunes *et al.* (2022), em função do comprimento do talvegue principal e da declividade média da sub-bacia;
- Fator *K*: foi obtido em função dos grupos hidrológicos de solo, com base em Nunes *et al*. 2022;
- Fator *CP*: foi obtido em função das tipologias e dos grupos hidrológicos de solo, com base em Nunes *et al*. 2022;
- Fator LS: representa o fator topográfico e foi calculado a partir do algoritmo "Ls fator" presente no complemento SAGA do QGIS.

Após o cálculo da perda de solo em cada sub-bacia, foi necessário aplicar um fator de ajuste, de forma que o volume de sedimentos produzido por um evento pluviométrico fosse igual ao volume de sedimentos produzido por esse mesmo evento discretizado no tempo.
Por fim, como resultado da utilização da MUSLE na Etapa 3, foram obtidos todos os hidrogramas de vazão sólida das sub-bacias representadas na Figura 3, os quais foram inseridos, juntamente com os hidrogramas de vazão líquida, como condição de contorno de montante no modelo da Etapa 4.
Etapa 4: foi realizada a simulação hidrodinâmica do escoamento pelos canais do *regrading* considerando o módulo do transporte de sedimentos do modelo RiverFlow2D® A malha computacional restringiu-se ao limite dos canais, conforme mostra a Figura 5(a).

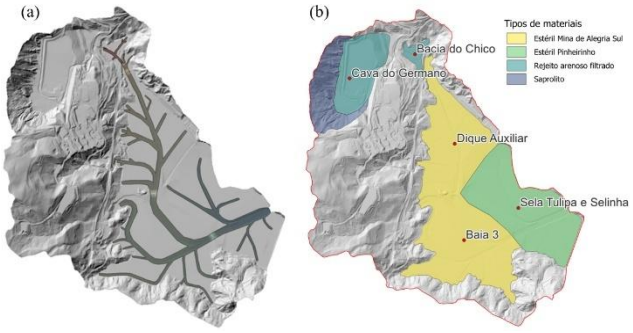


Figura 5: Malha computacional utilizada na simulação hidrodinâmica (a) e materiais de cobertura (b).

As condições de contorno adotadas no modelo foram: para a condição de contorno de montante, foram adotadas diversas entradas nos canais do *regrading* incluindo os hidrogramas de vazão líquida e sólida para cada sub-bacia representada na Figura 4; para a condição de contorno de jusante, foi adotada a curva de descarga do canal localizado no exutório da bacia da Barragem do Germano.

O cadastro das estruturas hidráulicas e os parâmetros de rugosidade do solo foram definidos no modelo hidrológico da Etapa 1.

O transporte de sedimentos é comumente dividido de acordo com a forma do fenômeno: carga de fundo (*bed load*) é o processo no qual partículas maiores rolam, deslizam ou saltam ao longo do leito do rio devido à força do escoamento e carga de suspensão (*suspended load*) é o processo no qual partículas menores, como silte e argila, permanecem em suspensão na coluna de água.

No estudo em questão, foi avaliado o transporte de carga de fundo, devido ao fato de serem os sedimentos que possuem potencial de sedimentação dentro dos canais do *regrading*. Além disso, dentre as diversas equações existentes no RiverFlow2D® para o cálculo do transporte de sedimentos, optou-se pela equação de Meyer-Peter & Müller (MPM), desenvolvida em 1948. A MPM é uma das fórmulas mais utilizadas para estimar o transporte de carga de fundo (Kuriqi *et al*., 2019; Sidiropoulos *et al*., 2021). Ela baseia-se no conceito de tensão de cisalhamento e considera que o transporte de sedimentos ocorre quando a tensão de cisalhamento excede um valor crítico. A MPM pode ser expressa como:

$$q_b = k\,.\,(\tau - \tau_c)^{1,5} \qquad (2)$$

Onde: qb é o fluxo de sedimentos por unidade de largura (carga de fundo), τ é a tensão de cisalhamento no leito, τ_c é a tensão de cisalhamento crítica para o início do movimento (calculada com base no parâmetro de Shields) e *k* é o coeficiente empírico. Essa fórmula é aplicável principalmente para sedimentos arenosos e cascalhos em regimes de escoamento uniforme (Meyer-Peter & Muller, 1948), que é o caso da maior parte dos sedimentos que contribuem para o sistema de canais do *regrading*.

Para a resolução da equação apresentada no modelo RiverFlow2D®, é necessária a definição dos parâmetros geotécnicos de cada tipo de material de cobertura localizados na região de abrangência e de contribuição do sistema de canais de drenagem superficial do *regrading*. Esses parâmetros foram definidos a partir da avaliação de ensaios de laboratório existentes. Os tipos de materiais considerados podem ser observados na Figura 5(b). Os materiais de cobertura compreendem: Cava do Germano: terreno natural formado por saprolitos na região das paredes da cava e aterro em rejeito arenoso filtrado dentro da cava e nos taludes; Bacia do Chico: rejeito filtrado arenoso no aterro e estéril do Pinheirinho nas regiões adjacentes ao aterro; *Regrading* Barragem do Germano: estéril proveniente da Mina de Alegria Sul no Dique Auxiliar e na Baia 3 e proveniente da escavação do Pinheirinho na região do reservatório de Sela Tulipa e Selinha; terreno adjacente às estruturas supracitadas: estéril do Pinheirinho, por serem regiões naturais semelhantes à região do Pinheirinho.

Os parâmetros adotados para cada tipo de sedimento estão descritos na Tabela 1. Existe uma variabilidade dos parâmetros para cada tipo de sedimento e, por isso, foram adotados valores médios.

Para o valor da tensão de cisalhamento de Shields, manteve-se o valor padrão do modelo: 0,047.

Tabela 1: Parâmetros de cada tipo de sedimento

Parâmetros / Tipo de sedimento	Classe 1 Rejeito filtrado	Classe 2 Saprolito R0	Classe 3 Saprolito R1	Classe 4 Estéril Mina Alegria Sul	Classe 5 Estéril Pinheirinho
Massa específica (kg/m³)	2750	3060	2960	3300	2900
D_{50} (mm)	0,052 – 0,075	0,01 a 0,05	0,045 a 0,15	0,06 a 0,9	0,011 a 0,72
Porosidade	0,33 a 0,41	0,33 a 0,42	0,25 a 0,49	0,35 a 0,41	0,44 a 0,55
Coeficiente de Shields*	0,047	0,047	0,047	0,047	0,047
Ângulo de atrito (°)	32	23	24	31	30

Calibração da MUSLE

A MUSLE foi então calibrada visando encontrar o fator multiplicador (ao invés do valor de 11,8) que proporcionasse resultados de material desprendido da parede da Cava do Germano coerentes com os levantamentos em campo por drone, de forma a adequar a equação para a região de estudo.

A calibração chegou ao fator 6,30, o qual gerou erro percentual próximo de 0,24%. Esse fator foi aplicado à MUSLE para obtenção da produção de sedimentos nas demais sub-bacias que contribuem para os canais do *regrading*.

A Tabela 2 apresenta os valores de material escorregado remanescente e transportado mapeados pelo drone e calculados pela MUSLE sem calibração e com calibração.

Tabela 2: Resultados da calibração da MUSLE na parede da Cava do Germano

Data	Material escorregado remanescente + transportado (m³)		
	Drone (dado observado)	Fator multiplicador 11,8	Fator multiplicador 6,30
23/03/2022	385.900	950.750	507.600
27/07/2022	412.420	986.290	526.580
17/01/2023	1.029.390	1.477.940	789.070
Soma	1.827.710	3.414.980	1.823.250
Erro		86,84%	0,24%

Dinâmica do escoamento e dos sedimentos

De posse dos hidrogramas de vazão líquida e após a calibração da MUSLE e a obtenção dos hidrogramas de

vazão sólida das sub-bacias de interesse, foi realizada a simulação hidrodinâmica com transporte de sedimentos nos canais do *regrading*.

A Figuras 6 e a Figura 7 apresentam os mapas de velocidade e profundidade máxima do escoamento, respectivamente, no sistema de canais.

As vazões de entrada no modelo hidrossedimentológico correspondem ao evento do TR de 2 anos e, portanto, são vazões de cheia mais recorrentes. Em geral, para o evento de TR de 2 anos, as velocidades do escoamento dentro do sistema de canais são baixas, com valores próximos de 1,5 m/s no canal principal, chegando a 2,5 m/s em algumas regiões pontuais. Nos canais secundários, as velocidades máximas atingem de 1,0 a 0,5 m/s devido às baixas declividades.

Da mesma forma, por se tratar de um evento de maior recorrência e tendo em vista que os canais foram dimensionados para a PMP, as profundidades máximas mapeadas na simulação foram baixas em comparação com a dimensão dos canais. As maiores profundidades, variando de 0,80 a 1,00 m, foram observadas no canal principal da Bacia do Chico (25 a 30% do canal obstruído com sedimentos).

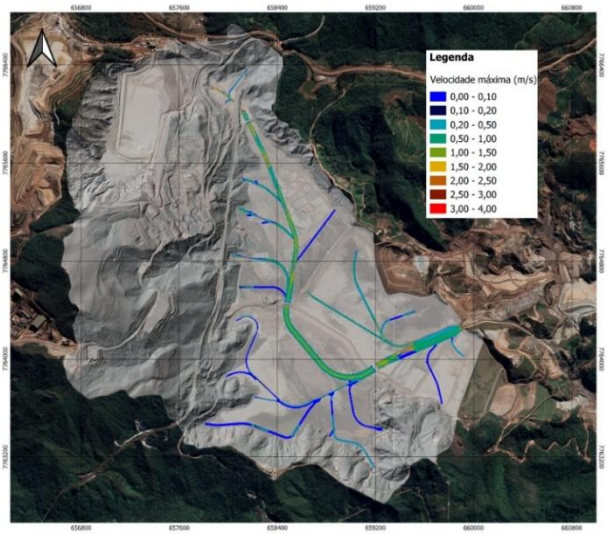


Figura 6: Velocidades máximas do escoamento.

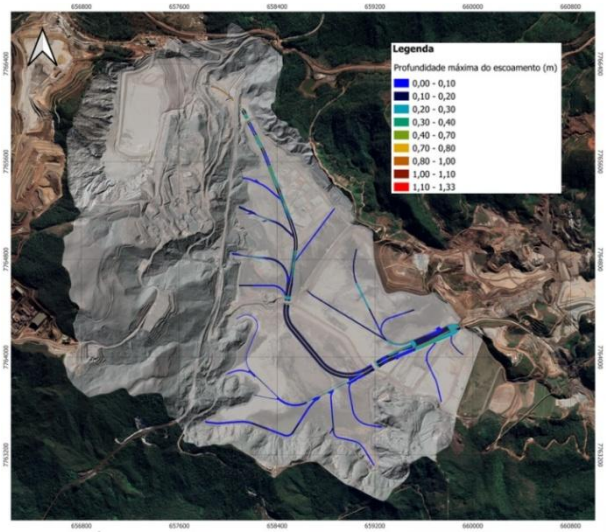


Figura 7: Profundidade máximo do escoamento.

A Figura 8 apresenta o mapa de deposição máxima de sedimentos ao longo dos canais.

De forma geral, observou-se que o evento de precipitação associado ao TR de 2 anos contribui pouco para a geração de volumes consideráveis de sedimentos nas bacias menos antropizadas (localizadas a oeste e a sul) e no próprio aterro do *regrading*, cujas declividades são bem baixas. Uma menor deposição de sedimentos foi detectada nos canais que recebem contribuição dessas bacias.

Os canais da Bacia do Chico demonstraram uma tendência significativa de acúmulo de sedimento. Isso se deve ao fato de que, além de possuírem baixa declividade, esses canais recebem, atualmente, uma contribuição maior de sedimentos da bacia da Cava do Germano.

Atualmente, observa-se, em campo, uma grande deposição de sedimentos nos canais da Bacia do Chico, sobretudo no canal principal, que recebe maior contribuição da Cava do Germano. Essas observações vão ao encontro dos resultados gerados pelo modelo.

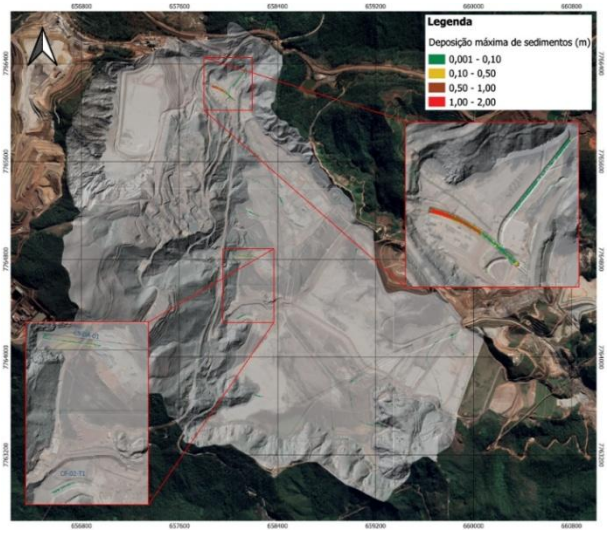


Figura 8: Deposição máxima de sedimentos.

Os trechos iniciais dos canais, de forma geral e menos significativa, demonstraram tendência de acúmulo de sedimentos, com a deposição máxima variando de 1,00 a 2,00 m, segundo o modelo. Esses resultados são explicados pelo fato de que, nessas regiões, o escoamento proveniente de áreas mais íngremes encontra canais largos e com baixas declividades, fazendo com que as velocidades sejam menores e favorecendo, então, a retenção de partículas.

Comentários finais

A utilização da MUSLE calibrada com dados de sedimentos transportados da parede da Cava do Germano obtidos por imagens de drone possibilitou uma estimativa da geração de sedimentos mais próxima da realidade da área de interesse.

O estudo de transporte de sedimentos nos canais do *regrading* serviu como amparo para entender as tendências de maior acúmulo de material em determinadas regiões frente à passagem de uma cheia recorrente. É importante ressaltar que os resultados apresentados são qualitativos.

Diante da ocorrência de eventos mais recorrentes, o modelo estudado mostrou baixa tendência de acúmulo de

sedimentos nos canais como um todo. A região que apresentou maior tendência de acúmulo de sedimentos foi a Bacia do Chico, que recebe toda a contribuição de escoamento superficial da Cava do Germano. Por fim, o estudo evidencia o potencial de integração entre modelos empíricos e numéricos calibrados com geotecnologias para avaliação de riscos de assoreamento em estruturas hidráulicas em áreas mineradas.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer à Samarco Mineração, à BVP Geotecnia e Hidrotecnia e à Universidade de São Paulo (USP) por disponibilizarem as informações necessárias e o suporte técnico para o desenvolvimento deste trabalho.

Referências bibliográficas

ASCE - American Society of Civil Engineers. 2008. Sedimentation Engineering: Processes, Measurements, Modeling, and Practice. Manual 110. Reston, 1132p.

Brito, H.; Fantinatti, G. F.; Silva, R. M. N.; Silva, R.; Rocha Junior, G. L. D.; Guerra, Q.; Cordeiro, J. S. 2022. Estimativa da Produção de Sedimentos da Pilha de Disposição de Estéril CONVAP. Revista Geociências – UNESP, v. 41, n. 1, p. 377-396.

Carvalho, N. O. 2008. Hidrossedimentologia Prática. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência. 599p. ISBN 978-85-7193-181-7.

EPA - Environmental Protection Agency. 1976. Effectiveness of Surface Mine Sedimentation Ponds. EPA-600/2-76-117. Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio, 101p.

EPA - Environmental Protection Agency. 1976. Erosion and Sediment Control – Surface Mining in the Eastern U.S. EPA-625/3-76-006. Office of Research and Development, Washington, DC.

Gomes, L. L. 2012. Avaliação espacial da perda de solo por erosão pela Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) – Pilha de Estéril Sul – Carajás/PA. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Ouro Preto. Escola de Minas. Núcleo de Geotecnia – NUGEO.

Jiang, C.; Parteli, E. J. R.; Shao, Y. 2025. A model for regional-scale water erosion and sediment transport and its application to the yellow river basin. Journal of Advances in Modeling Earth Systems, v. 17, issue: 5, p. 1-27, e2024MS004593.

Kinnell, P. I. A.; Risse, L. M. 1998. USLE-M: Empirical modeling rainfall erosion through runoff and sediment concentration. Soil Science Society of America Journal, v. 62, n.6, p. 1667-1672.

Kuriqi, A.; Koçileri, G.; Ardıçlıoğlu, M. 2019. Recalling Meyer-Peter and Müller Approach for Assessment of Bed-Load Sediment Transport. Preprints, doi:10.20944/preprints201904.00 50.v3.

Machado, M. L.; Alves, J. S.; Gomes, I.; Vieira, E. M. Simão, M. L. R.; Naime, U. J. 2009. Levantamento sistemático dos fatores da Equação Universal de Perdas de Solos (USLE) para o delineamento de áreas com potencial erosivo da bacia PN1 – IGAM, Minas Gerais (resultados parciais). Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, pp. 7733-7739

Mantovani, V.A.; Amorim, J. S.; Rodrigues, A. F.; Junqueira, R.; Carvalho, R. N.; Oliveira, A. S. 2018. Estimativas da taxa de entrega de sedimentos e áreas susceptíveis à erosão em uma bacia hidrográfica no sul de Minas gerais – Brasil. Revista da Universidade Vale do Rio Verde, v. 16, n. 2, p. 1-10.

Nunes, E. D.; Romão, P. A.; Sales, M. M.; Souza, N. M.; Luz, M. P.; Ribeiros, L. F. 2022. Variabilidade espacial da geração e conectividade de sedimentos em bacias de UHES. Mercator, Fortaleza, v. 21, e21026, p. 1-15.

Meyer-Peter, E. & Muller, R. 1948. Formulas for bed-load transport. Proceedings of the Second Meeting. IAHR, Stockholm, Sweden pp.39–64

Sidiropoulos, E.; Vantas, K.; Hrissanthou, V.; Papalaskaris, T. 2021. Extending the Applicability of the Meyer–Peter and Müller Bed Load Transport Formula. Water, v. 13, 2817, p. 1-18.

Silva, G. R.; Fagundes, H. O.; Fassoni-Andrade, A. C. 2024. Estudo comparativo da concentração de sedimentos em suspensão utilizando medições *in situ*, modelagem hidrossedimentológica e estimativas por satélite. Anais do II simpósio Nacional de Mecânica dos Fluidos e Hidráulica, Curitiba, pp.1-8.

Willians, J. R. 1975. Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor. In: USDA-ARS, ed. Present and prospective technology for predicting sediment yield and sources. Washington, p. 244-252.

RECALIBRAÇÃO DO MODELO CONTINENTAL DE SEDIMENTOS MGB-SED AS: UMA ANÁLISE PRELIMINAR

Gustavo Ribeiro da Silva[1], Ivan Mangini[2], Rodrigo Oliveira da Silva[3], Patrícia Strasser Scheltinga[4], Elisa Cabral Terra[5], Nelva Bugoni Riquetti[6] e Hugo de Oliveira Fagundes[7]

[1]Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP, e-mail: gusribeiro@dac.unicamp.br; [2]Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP, e-mail: i237471@dac.unicamp.br; [3]Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP, e-mail: r271528@unicamp.br; [4]Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP, e-mail: p226104@dac.unicamp.br; [5]Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP, e-mail: e196352@dac.unicamp.br; [6]Universidade Federal de Pelotas - UFPel, e-mail: nelva.bugoni@gmail.com; [7]Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP, e-mail: hugoo@unicamp.br.

Palavras-chave: Transporte de sedimentos; calibração e validação; América do Sul.

Introdução

A modelagem hidrossedimentológica em larga escala é fundamental para compreender e prever os impactos do uso e cobertura do solo nos processos de produção e transporte de sedimentos em bacias hidrográficas. No contexto sul-americano, caracterizado por elevada diversidade climática, geológica e antrópica, a adoção de modelos distribuídos espacialmente, como o MGB-SED AS, tem se mostrado estratégica para apoiar a gestão de recursos hídricos e ambientais, tendo em vista que a América do Sul apresentou 60% do seu território alterado por mudanças no uso e cobertura do solo no último século (Wuepper *et al.,* 2019).

Os módulos hidrológico e de sedimentos do modelo MGB vêm sendo continuamente desenvolvidos e aplicados em diferentes contextos hidrológicos e escalas espaciais. Na literatura científica, já tiveram diversas aplicações em escala continental, como demonstrado por Siqueira *et al.* (2018) e Quedi & Fan (2020), com o MGB-SA, por Föeger (2019) com o MGB-SED, e por trabalhos recentes de Brêda *et al.* (2020), Fagundes *et al.* (2019), Fagundes *et al.* (2020), e Fagundes *et al.* (2023), que ampliaram a aplicação do MGB-SED na América do Sul, explorando tanto sua capacidade preditiva quanto os ajustes necessários para o transporte de sedimentos em diferentes regimes hidroclimáticos.

Em sua versão anterior, o modelo utilizava matrizes espaciais do fator C (uso e manejo do solo) com boa representatividade, e realizava internamente o cálculo do fator K (erodibilidade do solo) com base em parâmetros pedológicos derivados de mapas de solos. Embora esse procedimento apresentasse bons resultados em diversas regiões, ele ainda implicava certo grau de simplificação na representação da variabilidade espacial da erodibilidade, especialmente em áreas de elevada heterogeneidade edafoclimática.

Com o objetivo de aprimorar ainda mais a capacidade preditiva do modelo, este trabalho visou apresentar uma atualização do MGB-SED AS baseada na incorporação de novos conjuntos de dados espaciais refinados para os fatores C e K.

Materiais e Métodos

A etapa inicial do presente estudo consistiu na padronização espacial de todos os insumos raster empregados na versão atualizada do MGB-SED AS — mapas de Unidades de Resposta Hidrológica (HRUs), limites de sub-bacias e os novos produtos de Fator C e Fator K gerados a partir de mapeamentos de alta resolução para o território sul-americano (Riquetti *et al.,* 2022) — garantindo que cada camada compartilhasse o mesmo sistema de referência, extensão espacial e tamanho de célula. Para isso, os arquivos foram reprojetados e recortados em ambiente SIG, adotando métodos de reamostragem recomendados para dados categóricos e contínuos, de modo a minimizar distorções na agregação de informação espacial.

A Figura 1 ilustra a distribuição espacial dos novos valores de Fator C e Fator K utilizados no modelo.

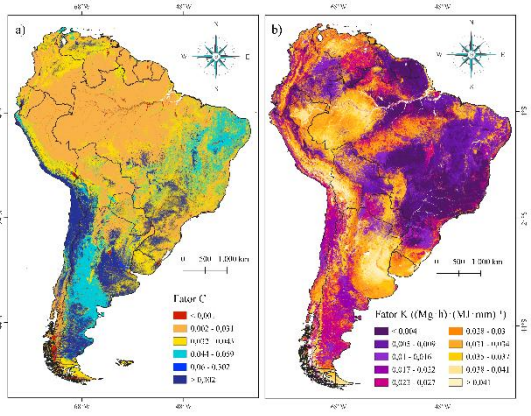


Figura 1: Mapas dos fatores de entrada utilizados na modelagem do MGB-SED AS: (a) Fator C; (b) Fator K. Fonte: Adaptado de Riquetti *et al.* (2022).

Em seguida, utilizando rotinas desenvolvidas em MATLAB, realizou-se a extração dos valores de Fator C e Fator K a partir da sobreposição das matrizes raster. Para cada célula, os valores de linha e coluna foram utilizados para identificar os respectivos valores de C e K associados a cada HRU e sub-bacia do modelo. Esses valores foram organizados em vetores e substituíram os valores originais nos arquivos de entrada do código-fonte do MGB-SED AS.

Após a atualização dos fatores, foi realizada uma simulação preliminar, que serviu como base para o início do processo de recalibração dos parâmetros da equação MUSLE (*Modified Universal Soil Loss Equation*). Essa equação é empregada no modelo para estimar a carga de sedimentos gerada por eventos de chuva com base em características hidrológicas e do solo. Três parâmetros empíricos da MUSLE foram ajustados neste estudo:

ALFsed (α): O α da MUSLE é um coeficiente multiplicativo empírico que ajusta a ordem de grandeza da produção de sedimentos para que a equação represente, de forma realista, as condições específicas de cada bacia ou grupo de bacias. Durante a calibração, ele é o primeiro "botão" que controla quanto sedimento o modelo gera antes dos fatores *K, LS, C, P* modularem a distribuição espacial. *LS* representa o fator topográfico, e *P* o fator de práticas conservacionistas;

BETsed (β): Este parâmetro ajusta a curvatura da relação entre a energia do escoamento superficial ($Q \cdot qp$) e a carga de sedimentos Y, sendo determinante para a sensibilidade do modelo às cheias. A expressão $Q \cdot qp$ representa o produto entre a vazão média do curso d'água (Q) e a vazão específica de pico (qp), funcionando como um indicador da energia disponível para o transporte de sedimentos. Valores mais altos de β aumentam a influência de grandes vazões e volumes, adequando o MGB-SED a bacias montanhosas com escoamentos rápidos, mas arriscam superestimar eventos moderados; valores mais baixos suavizam essa resposta, favorecendo planícies aluviais ou trechos com alta deposição, embora possam subcapturar picos extremos. Na calibração, ajusta-se esse parâmetro de forma a melhorar o desempenho do modelo em eventos com alta produção de sedimentos, buscando otimizar métricas como o NSE e o KGE, sem comprometer o ajuste em eventos de menor magnitude. Assim, β governa a "elasticidade" hidrossedimentológica do modelo, equilibrando a representação de cheias extremas e chuvas de menor intensidade.;

AuxTKS: No MGB-SED AS, AuxTKS atua como um coeficiente de escala temporal aplicado ao termo de transporte de sedimentos, ajustando o tempo de resposta entre o pico de escoamento e a liberação efetiva de carga sólida no canal. Em termos práticos, valores menores aceleram a produção/transporte, antecipando os picos de sedimento e aumentando concentrações de curto prazo, enquanto valores maiores reduzem a magnitude e retardam a ocorrência do pico de carga sedimentar. Durante a calibração, usa-se AuxTKS para alinhar a fase hidrossedimentológica — isto é, corrigir defasagens entre picos simulados e observados sem alterar substancialmente o balanço total de sedimentos.

As simulações calibradas foram comparadas com dados observados de carga de sedimentos em estações de monitoramento distribuídas pela América do Sul. Os dados utilizados foram obtidos a partir de bases nacionais: Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), no Brasil; Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), na Colômbia; e Sistema Nacional de Información Hídrica (SNIH-AR), na Argentina. A série temporal analisada compreendeu o período de 1979 a 2019.

Por fim, os resultados foram tratados e analisados também em MATLAB, com base em métricas estatísticas de desempenho amplamente utilizadas na modelagem hidrossedimentológica: BIAS (tendência média), KGE (Kling-Gupta Efficiency) e correlação de Pearson, permitindo avaliar a precisão, consistência e variabilidade dos dados simulados em relação aos dados observados.

Resultados e Discussão

A recalibração do modelo MGB-SED AS, incorporando parâmetros ajustados com base em fatores locais de uso e manejo do solo e erodibilidade, resultou em ganhos expressivos na simulação do transporte de sedimentos em diversas regiões da América do Sul. Destacam-se as melhorias observadas nos biomas semiáridos e savânicos do Nordeste e Centro-Oeste do Brasil, bem como em bacias hidrográficas da Colômbia, onde os indicadores estatísticos apresentaram avanços consistentes, com reduções nos valores de BIAS e KGE (Figuras 2 e 3, respectivamente), e aumento nas correlações (Figura 4) entre séries simuladas e observadas.

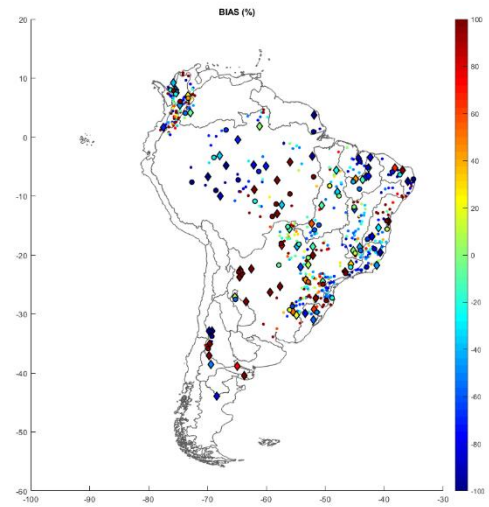


Figura 2: Distribuição espacial do BIAS (%) entre cargas de sedimento simuladas e observadas após a recalibração do MGB-SED AS.

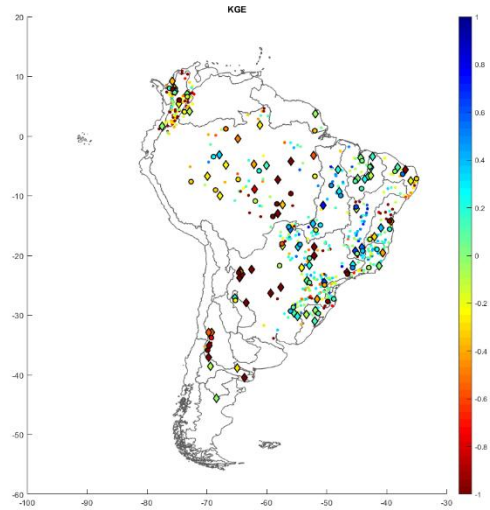


Figura 3: Distribuição espacial do KGE para as cargas de sedimento simuladas em relação às observadas.

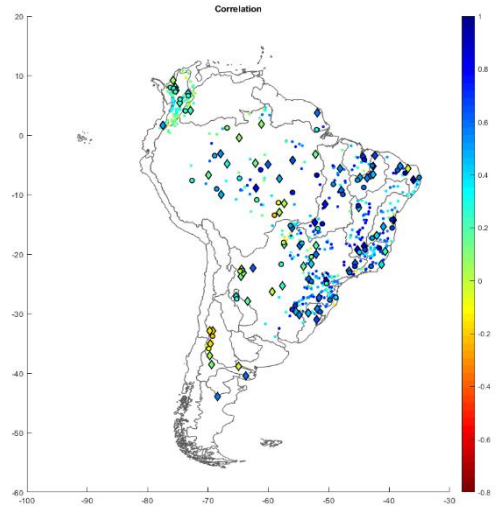


Figura 4: Mapa do coeficiente de correlação entre cargas de sedimento simuladas e observadas.

Esses resultados sugerem que a calibração mais sensível aos fatores físico-geográficos regionais foi eficaz em representar os processos hidrossedimentológicos nessas áreas, caracterizadas por maior sazonalidade de chuvas e uso agrícola mais intensivo. O bom desempenho nestas regiões reforça a importância da inserção de parâmetros espacialmente distribuídos, especialmente em sistemas com forte influência antrópica sobre o solo.

Por outro lado, a aplicação do modelo na região Amazônica revelou limitações significativas. Embora algumas sub-bacias tenham apresentado desempenho satisfatório, houve ocorrência tanto de subestimativas quanto de superestimativas da produção de sedimentos, com variações espaciais marcantes. Esse comportamento pode estar relacionado à complexidade dos processos de geração e transporte de sedimentos em regiões de floresta densa, à limitada disponibilidade de dados observacionais confiáveis, bem como à dificuldade de parametrização de áreas menos antropizadas, onde os fatores de erosão operam sob lógicas distintas das áreas cultivadas.

Dessa forma, os resultados apresentados devem ser compreendidos como preliminares, uma vez que diversas bacias, especialmente na região amazônica, ainda não passaram por um processo completo de recalibração. Apesar disso, observou-se melhoria no desempenho do modelo em alguns trechos em comparação ao trabalho de Fagundes et al. (2021), mesmo sem ajustes específicos. Esses achados indicam que a inclusão de fatores como os novos valores de erodibilidade e uso do solo já contribuem para avanços importantes, embora ajustes adicionais — com parâmetros hidrossedimentológicos mais refinados para regiões de floresta tropical úmida — ainda sejam necessários para aumentar a robustez do modelo em contextos de alta heterogeneidade ambiental.

Comentários finais

A incorporação de matrizes refinadas dos fatores C e K ao MGB-SED AS, aliada à recalibração dos parâmetros ALFsed, BETsed e AuxTKS, resultou em ganhos substantivos na acurácia das simulações de carga de sedimentos para alguns locais do território sul-americano. Os maiores avanços concentraram-se nas bacias do Nordeste, Centro-Oeste e em setores do Sudeste brasileiro, bem como em várias sub-bacias colombianas, onde métricas como BIAS, KGE e correlação apresentaram melhorias consistentes. Esses resultados confirmam que a adoção de parâmetros espacialmente distribuídos e de melhor resolução edafoclimática potencializa a representação dos processos erosivos em regiões marcadas por uso intensivo do solo, topografia variada e forte sazonalidade de chuvas.

Entretanto, a Amazônia revelou desempenho heterogêneo, com subestimações e superestimações pontuais. Esse comportamento reforça a necessidade de calibração diferenciada para bacias florestadas, em que a dinâmica hidrossedimentológica é influenciada por solos pouco erodíveis, alta interceptação vegetal e rede de drenagem complexa. Por tratar-se de um trabalho em fase preliminar, os próximos passos envolverão a continuidade da recalibração do modelo, com o objetivo de aprimorar seu desempenho e reduzir incertezas regionais, especialmente em áreas de maior complexidade hidrossedimentológica.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo apoio recebido no âmbito do projeto que engloba este estudo.

Referências bibliográficas

BRÊDA, J. P. L. F., PAIVA, R. C. D., COLLISCHONN, W. et al. Climate change impacts on South American water balance from a continental-scale hydrological model driven by CMIP5 projections. Climatic Change, v. 159, p. 503–522, 2020.

FAGUNDES, H. O.; FAN, F. M.; PAIVA, R. C. D. Automatic calibration of a large-scale sediment model using suspended sediment concentration, water quality, and remote sensing data. Brazilian Journal of Water Resources, v. 24, p. 1–18, 2019.

FAGUNDES, H. O., FLEISCHMANN, A. S., FAN, F. M., PAIVA, R. C. D., BUARQUE, D. C., SIQUEIRA, V. A., et al. Human-induced changes in South American river sediment fluxes from 1984 to 2019. Water Resources Research, v. 59, 2023.

FAGUNDES, H. O. et al. Sediment modeling of a large-scale basin supported by remote sensing and in-situ observations. Catena, v. 190, p. 104535, 2020.

FÖEGER, L. B. Modelagem hidrossedimentológica de grandes bacias com propagação inercial de vazão: estudo de caso da bacia do rio Madeira. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2019.

QUEDI, E. S.; FAN, F. M. Sub seasonal streamflow forecast assessment at large-scale basins. Journal of Hydrology, v. 584, 2022.

RIQUETTI, N. B.; MELLO, C. R.; LEANDRO, D.; GUZMAN, J. A.; BESKOW, S. Assessment of the soil-

erosion-sediment for sustainable development of South America. Journal of Environmental Management, v. 321, 2022.

SIQUEIRA, V. A. et al. Toward continental hydrologic–hydrodynamic modeling in South America. Hydrology and Earth System Sciences, v. 22, p. 4815–4842, 2018.

WUEPPER, D.; BORRELLI, P.; FINGER, R. Countries and the global rate of soil erosion. Nature Sustainability, p. 1–5, 2019.

AVALIAÇÃO HIDROMORFOLÓGICA DA ORLA DE GUARATUBA (PR): MODELAGEM COMPUTACIONAL DE CENÁRIOS PARA O CONTROLE EROSIVO

Gustavo Pacheco Tomas[1], Philipe Ratton[2], Eduardo de Paula Kirinus[3], Nathan Pacheco Amin Vieira da Costa[4]

[1]Universidade Federal do Paraná, e-mail: gustavotomas@ufpr.br; [2]Universidade Universidade Livre do Meio Ambiente, e-mail: philipe_ratton@hotmail.com; [3]Universidade Federal do Paraná, e-mail: ekirinus@ufpr.br; [4]Universidade Federal do Paraná,, e-mail: Nathan12pacheco@gmail.com

Palavras-chave: Hidrodinâmica; Transporte de sedimentos; Erosão.

Resumo

Este estudo apresenta a modelagem hidrodinâmica, de ondas, transporte de sedimentos e morfodinâmica aplicada à orla de Guaratuba/PR, utilizando os modelos numéricos TELEMAC-3D e Delft3D. Foram simulados cenários atuais e futuros, incluindo intervenções como engordamento artificial de praias e construção de espigões. Os resultados evidenciaram alterações nos padrões de corrente, tensão de cisalhamento, transporte de sedimentos e evolução morfológica, demonstrando a eficácia das estruturas propostas na mitigação da erosão costeira. A abordagem integrada permitiu avaliar riscos e subsidiar decisões técnicas, contribuindo para o planejamento sustentável da região costeira.

Introdução

As zonas costeiras são áreas dinâmicas e vulneráveis, com intensas interações entre os processos oceânicos, atmosféricos e continentais. Dentre os diversos problemas enfrentados nessas regiões, destaca-se a erosão costeira, um fenômeno de caráter natural, mas intensificado pelas ações antrópicas e pelas mudanças climáticas. O recuo da linha de costa, perda de volume de sedimentos e destruição de infraestruturas urbanas são algumas das consequências da erosão, afetando diretamente comunidades costeiras, o turismo, a biodiversidade e a segurança patrimonial (BOGO et al., 2023). O litoral do Estado do Paraná, especialmente a região de Guaratuba, tem sido historicamente afetado por processos erosivos intensos. Com cerca de 14,5 km de extensão de praias, Guaratuba é um importante polo turístico e urbano, cuja infraestrutura à beira-mar tem sofrido danos significativos, especialmente após eventos de ressaca e marés altas (LUCHESE et al., 2024). As praias Central, Caieiras e Prainha são as mais afetadas, apresentando recuos expressivos da faixa arenosa, comprometendo a balneabilidade e a segurança da população local.

Para entender e mitigar os impactos da erosão costeira, a modelagem numérica tem se consolidado como uma ferramenta essencial na análise e previsão dos processos físicos costeiros. Modelos hidrodinâmicos, de ondas, de transporte de sedimentos e morfodinâmicos permitem a simulação de cenários futuros, a avaliação de alternativas de intervenção e o suporte à tomada de decisão no planejamento costeiro. Tais modelos permitem quantificar a influência de estruturas artificiais, como espigões e obras de engordamento, sobre a dinâmica de correntes, ondas, transporte sedimentar e evolução do perfil praial (KARAMBAS, 2015).

No âmbito do Estudo de Viabilidade Técnica, Econômica e Ambiental (EVTEA) voltada a recomposição da orla de Guaratuba, foram adotadas duas ferramentas de modelagem ambiental, TELEMAC-3D e Delft3D, para a simulação conjunta da hidrodinâmica, regime de ondas, transporte de sedimentos e morfodinâmica da região. Esses modelos possibilitaram avaliar diferentes cenários de intervenção e auxiliaram na escolha das alternativas mais adequadas do ponto de vista da engenharia costeira e da sustentabilidade ambiental.

Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivo apresentar a concepção e os resultados da modelagem numérica hidrodinâmica, de ondas e de sedimentos desenvolvida para a orla de Guaratuba, com foco na avaliação da eficácia das intervenções propostas (engordamento e estruturas de contenção) para o controle da erosão costeira.

Materiais e Métodos

Área de Estudo

A área de estudo compreende o trecho costeiro do município de Guaratuba, localizado no litoral sul do estado do Paraná, Brasil. A modelagem foi centrada em três praias principais: Praia Central, Praia de Caieiras e Prainha, totalizando aproximadamente 4,7 km de linha de costa diretamente afetada por processos erosivos (DISSANAYAKE et al., 2015). Essa faixa litorânea se insere em um contexto geomorfológico caracterizado por planícies costeiras e barras arenosas, formadas pela interação entre ondas, marés e o aporte fluvial da Baía de Guaratuba (Figura 1).

Figura 1: Localização da área de estudo e zonas de interesse.

A região apresenta influência direta das marés astronômicas, com amplitudes variando entre 0,2 m e 0.8 m, e está sujeita à ação de efeitos meteorológicos e ondas provenientes dos quadrantes sudeste e leste, com alturas significativas médias da ordem de 1,5 m. O clima da região é subtropical úmido, com regime de ventos dominado por brisas litorâneas e sistemas frontais do Sul, que influenciam fortemente os processos costeiros (RUIZ et al., 2021).

O uso e ocupação da orla urbana intensificam a vulnerabilidade da linha de costa, com construções próximas à faixa praial e sistemas de drenagem que, muitas vezes, contribuem para a instabilidade do perfil praial. A análise da área também considera os limites da Baía de Guaratuba, a qual exerce influência hidrodinâmica relevante, especialmente na zona da Prainha, próxima à desembocadura do canal de ligação com a baía.

Modelagem Numérica

O processo de modelagem foi estruturado em dois níveis: um modelo hidrodinâmico de grande escala (modelo macro), responsável por representar os efeitos regionais de marés, ventos e correntes oceânicas, e um modelo de alta resolução (modelo micro), voltado para a simulação detalhada dos processos hidrodinâmicos, sedimentares e morfológicos na faixa costeira diretamente afetada pelas intervenções propostas. Além disso, a modelagem hidromorfológica realizada contemplou dois cenários distintos para avaliar o impacto de diferentes intervenções na dinâmica costeira. O primeiro cenário foi denominado "cenário atual", sendo definido como a condição de referência, representando o ambiente sem qualquer intervenção antrópica. Esse cenário permite entender o atual comportamento das correntes, ondas e transporte de sedimentos em um estado de equilíbrio natural, servindo como base comparativa para outros cenários. O segundo cenário, denominado "cenário com estruturas", combina o aumento artificial da faixa de areia com a instalação de estruturas fixas, como os espigões e os guias de correntes. Este cenário contemplou o engordamento, simulando a introdução de volumes adicionais de sedimentos na faixa costeira para aumentar a largura da praia. Adicionalmente, as estruturas fixas foram implementadas no modelo utilizando a condição de linhas secas, que impedem o escoamento entre as células por meio da linha selecionada.

Modelo Macro (TELEMAC-3D)

O modelo TELEMAC-3D (GALLAND; GOUTAL; HERVOUET, 1991; TELEMAC-MASCARET, 2016) foi empregado para representar a hidrodinâmica regional ao longo da costa paranaense, incluindo a baía de Guaratuba. A condição de fronteira aberta foi definida considerando os componentes astronômicos obtidos do modelo global TPXO 7.2 (EGBERT; EROFEEVA, 2002) em conjunto com dados de corrente oceânica, temperatura e salinidade extraídos do modelo global *Hybrid Coordinate Ocean Model* (HYCOM; BLECK, 2002). A forçante do vento foi definida considerando as componentes U e V a 10 metros de altura, pressão atmosférica no nível do mar e temperatura do ar obtidos do modelo de reanálise global ERA5 (HERSBACH et al., 2020). As forçantes do modelo macro foram interpolados nos pontos da malha pertinentes a cada parâmetro. A Figura 2 apresenta um esquema resumido dos parâmetros utilizados na definição do modelo.

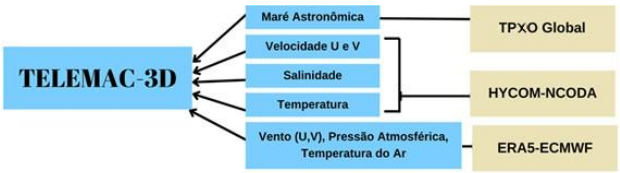


Figura 2: Modelo esquemático das forçantes consideradas no modelo macro.

A grade numérica se estendeu a zonas de oceano profundo e foi construída com resolução variável, de forma a capturar as principais feições da circulação regional. Os dados batimétricos utilizados nos modelos desenvolvidos para a região de Guaratuba são provenientes de levantamentos de campo realizados em fevereiro de 2024 complementados por dados secundários oriundos de diferentes fontes. Os dados batimétricos *offshore* foram obtidos por meio do modelo global *General Bathymetric Chart of the Oceans* (GEBCO; GEBCO COMPILATION GROUP, 2024) e interpolados para cada ponto da malha computacional. A Figura 3 apresenta a extensão e batimetria associada utilizadas na modelagem proposta.

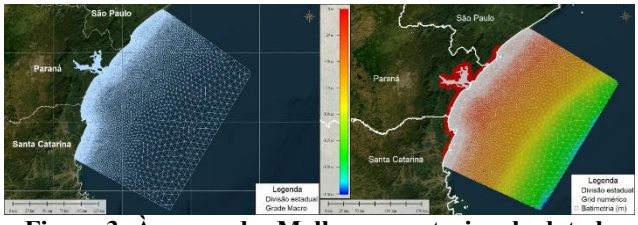


Figura 3: À esquerda: Malha computacional adotada pelo modelo macro. À direita: Batimetria associada a cada ponto da malha.

O modelo hidromorfológico foi acoplado ao módulo de ondas TELEMAC-TAMAWAC, o qual condicionou a propagação e geração de ondas para o domínio. O modelo

de ondas adotou as características de onda (altura significativa, frequência de pico, frequência direcional e espalhamento direcional) para propagação das ondas e campo de vento variável no tempo e no espaço para a geração das ondas. Os parâmetros foram extraídos do modelo de reanálise global ERA5 (HERSBACH et al., 2020) com espaçamento temporal horário.

A calibração do modelo macro foi realizada a partir da comparação da velocidade das correntes, altura significativa de onda, período de pico e direção de pico das ondas com os dados medidos pela estação disponível no Sistema de Monitoramento da Costa Brasileira (SiMCosta) PR-1, uma estação móvel é uma boia localizada a aproximadamente 10 km da costa, para o ano de 2014. Os resultados calibrados apresentaram bons índices de correlação, com erro absoluto médio inferior a 0,1 m/s na comparação entre velocidades simuladas e observadas. A Figura 4 mostra a comparação das séries temporais para cada parâmetro avaliado.

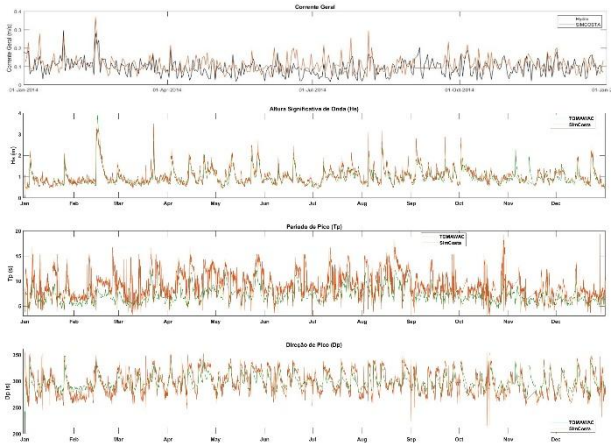


Figura 4: Séries temporais comparando os parâmetros de calibração simulados e medidos.

Modelo Micro (Delft3D-FLOW, WAVE, SED e MOR)

A modelagem local foi conduzida com o sistema Delft3D (DELTARES, 2024), utilizando os módulos FLOW (hidrodinâmica), WAVE (propagação e transformação de ondas), SED (transporte de sedimentos) e MOR (evolução morfológica). Ao todo a malha computacional utilizada contém 23.518 células, com dimensões variáveis, e maiores resoluções à medida que se aproximava da costa (Figura 5). Na região *offshore* a grade possuiu resolução de 250 m, enquanto nas praias e na desembocadura a resolução variou entre 6 e 25 m, permitindo capturar adequadamente as variações topobatimétricas e os gradientes de energia associados às estruturas projetadas. Buscando representar o efeito de armazenamento e os efeitos das correntes de vazante e de enchente nas praias de Prainha e Caieiras, a malha foi alongada para dentro da baía de Guaratuba. Para otimizar o tempo computacional, a malha dentro da baía teve um refinamento menor se comparado com a área da praia, uma vez que o escopo do trabalho não incluiu a avaliação de obras no local. A resolução dentro da baía de Guaratuba variou de 250 até 900 m.

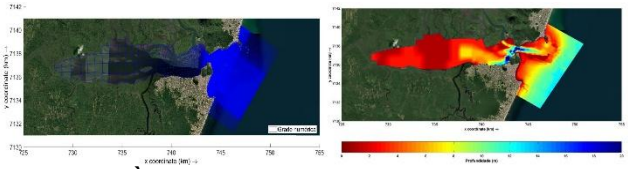


Figura 5: À esquerda: Malha computacional adotada para o modelo micro. À direita: Batimetria interpolada para o cenário atual.

Buscando melhorar a resolução dos dados batimétricos próximos à costa e adequando para as características da malha do modelo micro, foram utilizadas medições topobatimétricas realizadas na região de aproximação da desembocadura da baía de Guaratuba, incluindo as praias Central, Caieiras e Prainha. Para representação da baía de Guaratuba, foram utilizados os dados batimétricos fornecidos pelo Instituto Água e Terra (IAT), levantados durante a realização dos estudos ambientais da Ponte de Guaratuba (SIMEPAR, 2023). A Figura 6 mostra o conjunto de pontos das medições realizadas nas regiões de interesse.

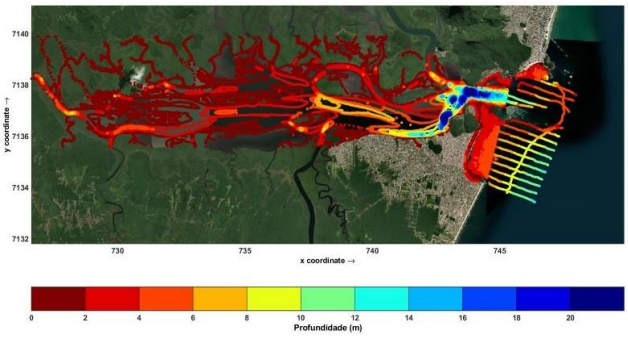


Figura 6: Distribuição dos levantamentos em campo de dados topobatimétricos na região de interesse.

Para avaliação do cenário que inclui o engordamento, a batimetria foi alterada na região da praia, sendo implementado o novo alargamento da faixa de areia (Figura 7). O atual projeto propôs a recuperação da faixa de areia e da faixa de restinga da praia Central, Caieiras e Prainha. A largura da faixa proposta para a Praia Central é de 100 m. Já em Caieiras foi estabelecido um trecho (norte) com 50 m e outro (sul) com 80 m. Enquanto na Prainha a faixa de areia proposta foi variável (entre 20 m e 100 m). A declividade da faixa de areia foi suave (1% a 2%), com talude em direção *off-shore* um pouco mais inclinado (5% a 20%).

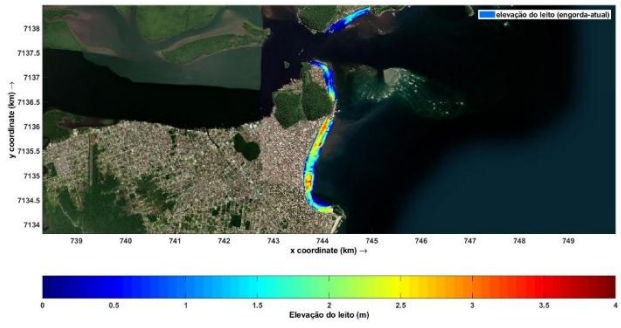


Figura 7: Atualização da batimetria nas regiões da praia Central, Caieiras e Prainha em função do novo alargamento da faixa de areia.

Os dados de entrada para os módulos hidrodinâmico e de ondas foram oriundos do modelo macro TELEMAC-3D. A condição de fronteira aberta foi definida considerando a variação do nível da maré no contorno leste e correntes nos contornos sul e norte. O passo temporal do modelo foi de 1 minuto. As condições de transporte de sedimentos, considerou que a condição de fronteira não contribuía com novos sedimentos para dentro do domínio. Foi atribuído um tipo de sedimento não coesivo, com diâmetro d50 = 250 µm e com densidade = 2650 kg/m³. A espessura da camada de sedimento adotada para o fundo foi de 5 m. Para representar a rugosidade do leito foi atribuído um coeficiente de Manning único para todo o domínio, sendo igual a 0,02.

A geração de ondas foi decorrente de um campo de vento extraído do modelo ERA5 (HERSBACH et al., 2020) variável no espaço e no tempo. Já a propagação das ondas ocorreu a partir da definição das características de ondas na condição de fronteira aberta retirados do modelo macro.

A dissipação da energia da onda adotou o modelo empírico JONSWAP (HASSELMANN et al., 1973) para a dissipação decorrente da interação com o perfil de fundo, de modo que o coeficiente de arraste adotado foi constante e igual a 0,067 m²/s³. Adicionalmente, foram considerados os efeitos de grupos de ondas-curtas em ondas-longas (correntes de deriva), uma vez que foram relacionados com a erosão das zonas de praia e desmoronamento de dunas. O modelo calculou a energia de *roller* a partir da energia associada à quebra das ondas-curtas. A direção média da onda e o período da onda foram obtidos do módulo de ondas para o cálculo do efeito no módulo hidrodinâmico. O cálculo da energia de *roller* permite avaliar a força das ondas atuantes nas praias e nos taludes de estruturas. Deste modo, os valores utilizados para representar o efeito *roller* foram definidos com base na literatura, com a condição de praia com taludes suaves e fundo de areia. Os parâmetros com mais relevância nas simulações corresponderam à dissipação da energia da onda e desenvolvimento do perfil de fundo em função do efeito (DISSANAYAKE; BROWN, 2022). Os parâmetros de calibração do modelo de *roller*, α, β, γ, n, foram definidos com os valores 1, 0,05, 0,15 e 10, respectivamente.

Em ambos os cenários avaliados (‘cenário atual’ e ‘cenário com estruturas’), o período de simulação contemplou todo o ano de 2014. De modo a caracterizar mais adequadamente a região os períodos que apresentaram eventos extremos significativos para o local de estudo foram identificados e analisados. A Tabela 1 caracteriza e descreve os eventos extremos propostos.

Tabela 1: Resumo dos eventos extremos analisados no modelo micro

Descrição	Data da ocorrência	Data inicial da avaliação morfol.	Data final da avaliação morfol.
Maior vazão de enchente (seção da ponte)	11/08/2014 16:00	11/08/2014 06:00	12/08/2014 06:00
Maior vazão de vazante (seção da ponte)	01/03/2014 20:00	01/03/2014 06:00	02/03/2014 06:00
Maior altura de onda significativa (Praia Central)	18/03/2014 18:00	18/03/2014 06:00	19/03/2014 06:00

Os resultados de velocidade da água provenientes do Cenário Atual mostraram que as intensidades das correntes na área da desembocadura foram superiores à da região da Praia Central. Os valores máximos verificados na desembocadura estão de acordo com os observados na medição realizada em campo (08/03/2024), sendo mais influentes sobre a Prainha. Em Caieiras, as velocidades máximas ocorreram no centro da praia (parte convexa) e na região mais ao sul. Na Praia Central, as correntes atuaram com mais intensidade na parte norte e no centro da praia. Avaliando os eventos pontuais, nota-se que as velocidades para maré de vazante foram superiores aos valores observados nas marés de enchente, destacando os eventos ocorridos durante a maré de vazante. Também se verifica que, no momento do evento de maior onda, a intensidade das correntes não foi elevada.

A altura significativa de onda verificada no cenário atual mostrou a atenuação dos efeitos de onda ocasionados pela baixa declividade da Praia Central. Nessa região, as maiores alturas significativas de onda próximas à linha de costa foram de aproximadamente 0,5 m. Já na região sul de Caieiras, as maiores alturas significativas de onda foram de 0,3 m. O modelo conseguiu representar o efeito ocasionado pela barra na entrada da desembocadura da baía de Guaratuba, protegendo parte da área avaliada da ação das ondas. Mesmo em um ponto protegido, foram avaliados efeitos de ondas na Prainha com valores próximos a 0,25 m.

A evolução morfológica representa a erosão ou deposição de sedimentos nas células da malha, tendo como referência a cota da batimetria inicial. Os resultados da evolução morfológica ao longo do ano de 2014 para o cenário atual mostraram que o modelo conseguiu representar a variação do transporte de sedimentos na área de estudo, principalmente, nas praias da desembocadura. Verificou-se um intenso transporte de sedimentos ao longo da área, com destaque para o deslocamento de sedimentos de Caieiras em direção à barra. Também se observou o transporte de sedimentos da barra para o final do canal de navegação da baía. Adicionalmente, destacou-se a erosão que ocorre na Praia Central, onde os sedimentos foram deslocados na direção *offshore*. A condição de erosão na praia também foi observada na região leste da Prainha. A Figura 8 apresenta a evolução morfológica das zonas de interesse durante o período de simulação.

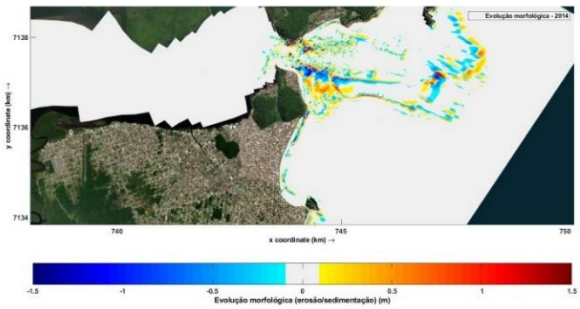


Figura 8: Evolução morfológica das zonas de interesse ao final da simulação para o ano de 2014.

Os resultados do modelo micro referente ao cenário que contém a inclusão do engordamento e das estruturas marítimas foram apresentados de maneira comparativa com o cenário atual (Estruturas – Atual). As comparações mostraram que os efeitos das obras devem atuar pontualmente na sua região de implantação, não implicando em alterações significativas na dinâmica da área de estudo como um todo. Através da comparação das velocidades, notou-se um deslocamento dos pontos de velocidade da linha de costa para os taludes do engordamento. Na Praia Central, o guia de correntes reduziu a velocidade média nos taludes próximos e o *headland* ao norte direcionou as maiores velocidades para o cabeço. Em Caieiras, o espigão central gerou uma redução de velocidade média atuante e o espigão norte direcionou as maiores correntes para o cabeço. Na Prainha, o guia de correntes reduziu as velocidades médias ocorridas na região com mais erosão atualmente, entretanto houve uma pequena elevação da velocidade média na região mais a oeste. A Figura 9 mostra a diferença das velocidades médias entre o cenário com estruturas e o 'Cenário Atual'.

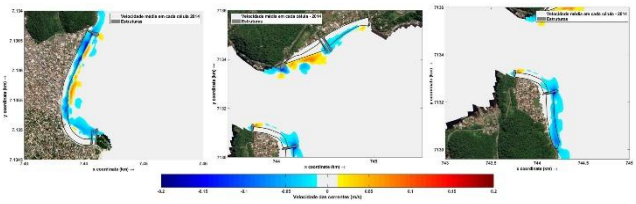


Figura 9: Diferença de velocidades médias nas regiões de influência das estruturas marítimas propostas.

O comportamento observado para as tensões de cisalhamento no fundo seguiu o mesmo padrão da análise das correntes, onde a implementação das estruturas apresentou variações locais. As tensões na linha de costa foram deslocadas para o contorno dos taludes do engordamento, reduzindo as tensões próximas ao calçadão. As estruturas colocadas em Caieiras e na Prainha apresentaram alterações próximas aos cabeços, devido à influência das correntes no local (Figura 10).

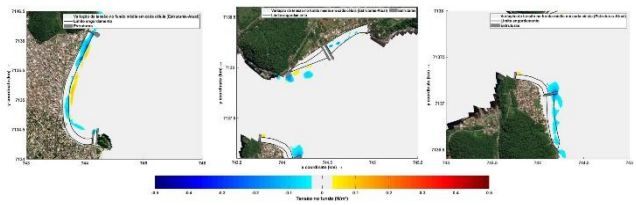


Figura 10: Diferença das tensões médias de cisalhamento de fundo nas regiões de influência das estruturas marítimas propostas.

Os efeitos de onda comparados mostraram uma variação localizada nas praias e na barra (banco de areia) próximo à praia de Caieiras. A intensidade da força da onda resultante foi proporcional às intensidades resultantes do cenário atual em todas as praias, entretanto, assim como na avaliação das correntes, houve o deslocamento da tensão para os taludes do engordamento (Figura 11).

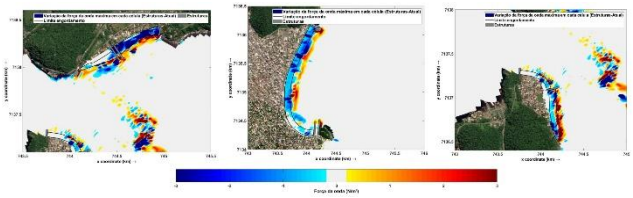


Figura 11: Diferença da força máxima da onda entre o cenário com estruturas e o atual nas regiões de interesse.

Na Praia Central as tensões se distribuíram ao longo da praia, com as maiores tensões localizadas no cabeço das estruturas. Avaliando o evento do dia 18/03/2014 (maior onda significativa) na Praia Central, identificou-se a elevação da força de onda próxima dos cabeços das estruturas rígidas e uma redução das tensões na linha de costa. Além disso, os resultados para Caieiras mostraram a continuidade dos efeitos de ondas na região mais ao sul, tendo sua atuação deslocada para o talude do engordamento. Na região ao norte da praia, o efeito apresentou uma atenuação ocasionada pelo espigão no centro da praia. Na Prainha as tensões foram deslocadas para os taludes tendo uma concentração das maiores tensões nos cabeços das estruturas.

Comentários finais

A modelagem numérica realizada para a orla de Guaratuba/PR demonstrou-se uma ferramenta eficaz na avaliação de intervenções para controle da erosão costeira. Os resultados indicaram que as estruturas propostas, como espigões e engordamento artificial, alteraram significativamente a dinâmica local, reduzindo as velocidades das correntes e as tensões de cisalhamento próximas à linha de costa, enquanto deslocaram esses efeitos para os taludes das estruturas. Além disso, a simulação evidenciou a importância de considerar eventos extremos no planejamento, garantindo a resiliência das intervenções. O estudo reforça a relevância de abordagens integradas, combinando hidrodinâmica, transporte de sedimentos e morfodinâmica, para o desenvolvimento de soluções sustentáveis e eficazes em zonas costeiras vulneráveis.

Agradecimentos

Agradecemos à Prefeitura Municipal de Guaratuba e à Universidade Livre do Meio Ambiente pelo apoio técnico e institucional.

Referências bibliográficas

BLECK, R.; 2002. An oceanic general circulation model framed in hybrid isopycnic-Cartesian coordinates. Ocean Modelling, 4, 55–88.

BOGO, M.; SOUZA, M.C.; ÂNGULO, R.J.; et al.; 2023. Inlet migration during the turning point between transgressive and regressive stages at the Guaratuba Holocene barrier, Paraná - Southern Brazil. 459. 107048. https://doi.org/10.1016/j.margeo.2023.107048

DELTARES. 2024. Software Delft3D. Disponível em: https://oss.deltares.nl/web/delft3d Acesso em: agosto, 2024.

DISSANAYAKE, P.; BROWN, J.; 2022. Modelling the Effect of 'Roller Dynamics' on Storm Erosion: Sylt, North Sea. Journal of Marine Science and Engineering. 10. 305. https://doi.org/10.3390/jmse10030305

DISSANAYAKE, P.; BROWN, J.; WISSE, P.; KARUNARATHNA, H.; 2015. Effect of storm clustering on beach and dune evolution. Mar. Geol. 370, 63–75. https://doi.org/10.1016/j.margeo.2015.10.010

EGBERT, G.D.; EROFEEVA, S.Y.; 2002. Efficient inverse modeling of barotropic ocean tides. Journal of Atmospheric and Oceanic Technology 19.2: 183-204.

GEBCO COMPILATION GROUP. 2024. GEBCO_2024 Grid. doi:10.5285/e0f0bb80-ab44-2739-e053-6c86abc0289c

GALLAND, J.C.; GOUTAL, N.; HERVOUET, J.M.; 1991. TELEMAC: A New Numerical Model for Solving Shallow Water Equations. Advances in Water Resources 14(3), 138–148. doi:10.1016/0309-1708(91)90006-A

HASSELMANN, K. et al.; 1973. Measurements of wind-wave growth and swell decay during the Joint North Sea Wave Project (JONSWAP). Research report. Deutsche Hydrographisches Institut.

HERSBACH, H. et al.; 2020. The ERA5 global reanalysis. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, 146(730), 1999– 2049.

KARAMBAS, T.V.; 2015. Modelling of climate change impacts on coastal flooding/erosion, ports and coastal defence structures. 54. 8. https://doi.org/10.1080/19443994.2014.934115

LUCHESE, M.H.; DI DOMENICO, M.; SCHWARZ, R. et al.; 2024. Local hydrography and interactions with benthic megafauna explain fish assemblage structure on the shallow inner shelf of Paraná, southern Brazil. Volume 305. 108852. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2024.108852

RUIZ, M.S; HARARI, J.; RIBEIRO, R.B.; SAMPAIO, A.F.P.; 2021. Numerical modelling of storm tides in the Estuarine System of Santos, São Vicente and Bertioga (SP, Brazil). Regional Studies in Marine Science. 44. 101791. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101791.

SIMEPAR, 2023. Levantamento Batimétrico da Baía de Guaratuba. DHS-SIMEPAR-006. Curitiba-PR.

TELEMAC-MASCARET. 2016. Open TELEMAC-MASCARET – The mathematically superior suite of solvers. Disponível: https://www.opentelemac.org/ Acesso em: agosto, 2024.

UNILIVRE. 2025. Estudo de Viabilidade Técnica, Econômica e Ambiental (EVTEA) para a recomposição da orla de Guaratuba/PR. Relatório Final. Curitiba.

RESPOSTAS HIDROSSEDIMENTOLÓGICAS DA AGRICULTURA E URBANIZAÇÃO: UM ESTUDO DE MODELAGEM NUMÉRICA

Paulo Rodrigo Zanin[1,2]

[1]*CTCLIMA – Universidad Nacional Mayor de San Marcos (UNMSM),* [2]*Universidade Estadual de Maringá (UEM), e-mail: paulorzgeo@gmail.com*

Palavras-chave: Uso e Cobertura da Terra; Rio; Modelo SWAT.

Resumo

Os processos hidrossedimentológicos na bacia hidrográfica podem ser divididos entre os componentes de encosta e de canal, sendo que os processos deste último sofrem forte influência dos processos do primeiro. Desta forma, o objetivo deste estudo foi avaliar as respostas hidrossedimentológicas de um canal fluvial em função dos usos agrícola e urbano em sua bacia de contribuição. Para isso foram simulados cenários hipotéticos com o modelo SWAT. Os resultados mostraram que o escoamento de base e a produção de sedimentos de encosta são maiores com o uso agrícola do solo, enquanto que o escoamento superficial e a produção de sedimentos de canal são maiores com o uso urbano do solo da bacia hidrográfica.

Introdução

A substituição da vegetação nativa por usos agropecuários e urbanos altera os processos erosivos e deposicionais nas encostas e resulta em mudanças morfológicas nos canais fluviais (MORAIS; MONTANHER, 2022). Os estudos com investigações de séries de dados de vazão e precipitação combinados com dados de sensoriamento remoto têm demonstrado que bacias hidrográficas com uso do solo agrícola apresentam aumento das vazões em detrimento aos períodos com cobertura florestal (COSTA et al., 2003; COE et al., 2011), associado com o aumento da erosão de encosta e agradação dos canais fluviais (LATRUBESSE et al., 2009). Com a urbanização, as mudanças na dinâmica hidrossedimentológica da bacia hidrográfica variam conforme os estágios de desenvolvimento deste tipo de uso do solo (RUSSEL et al., 2019). No entanto, uma vez que a impermeabilização está consolidada na bacia hidrográfica, os principais efeitos reconhecidos nos rios são o aumento das vazões máximas, diminuição das vazões mínimas e a intensificação dos processos erosivos nas margens com o consequente alargamento do canal (CHIN; GREGORY; DOWD, 2020).

A avaliação dos impactos das mudanças do uso e cobertura da terra em bacias hidrográficas pode ser realizada com modelos numéricos fisicamente baseados (PERAZZOLI; PINHEIRO; KAUFMANN, 2013; TRENTIN; LAURENT; ROBAINA, 2023), como é o caso do modelo *Soil and Water Assessment Tool* - SWAT (ARNOLD et al., 2012).

Dessa forma, o objetivo deste estudo foi avaliar de forma experimental as respostas de um rio de 2ª ordem fluvial não monitorado diante dos cenários hipotéticos de uso agrícola e urbano em toda a extensão de sua bacia hidrográfica.

Materiais e método

A área de estudo é a Bacia Hidrográfica do rio denominado de Córrego Mandacaru (BHCM), localizada na região norte do Paraná, Sul do Brasil, conforme Figura 1. Essa bacia é de 2ª ordem fluvial, possui uma área de 15,1 km² e tempo de concentração de 73,73 minutos segundo a equação de Carter. Quase 70% do uso e cobertura da terra desta bacia era urbano no ano de 2008, mas com diferentes densidades de impermeabilização.

Para a modelagem hidrossedimentológica foi utilizada a versão 2012 do modelo SWAT, revisão 627. Como dados de entrada este modelo requer informações tabulares e espaciais representativas da bacia hidrográfica. Os dados espaciais utilizados foram: (a) um Modelo Digital de Elevação Hidrograficamente Condicionado (MDEHC), gerado a partir de dados LIDAR (ENGEFOTO/Prefeitura Municipal de Maringá-PR); (b) um mapa de solos, desenvolvido pela EMBRAPA; e (c) um mapa de uso e cobertura da terra, gerado a partir de uma imagem do satélite LandSat-5 de 23/08/2008. Além dos dados tabulares vinculados aos referidos mapas, o SWAT também requer dados referentes às características dos canais, que foram levantados *in situ*, e dados meteorológicos representativas do clima atual, que foram obtidos da Estação Meteorológica Principal de Maringá (ECPM), de responsabilidade do INMET e UEM. Esta estação está localizada dentro da BHCM, e foi utilizado um recorte temporal de 32 anos (01/01/1990 a 31/12/2021).

A BHCM é uma bacia não monitorada. Porém, existem alguns poucos dados secundários de vazão e concentração de sedimentos em suspensão. Desta forma, para avaliar e calibrar o modelo SWAT, definiu-se como exutório da BHCM (Figura 1) o ponto de monitoramento fluviométrico de Rigon (2010). Este autor realizou 8 campanhas amostrais de vazão e concentração de sedimentos em suspensão entre os anos de 2008 (6 amostragens) e 2009 (2 amostragens). Infelizmente não foi realizado o monitoramento contínuo de cotas fluviais para construção de curvas-chave cota-vazão e vazão-descarga sólida. No entanto, usando a técnica de medição com pinos, este autor amostrou a erosão de margem em vários pontos do rio principal da BHCM, sendo realizadas 17 amostragens no local de monitoramento de vazão e concentração de sedimentos em suspensão, que também serão usados para avaliar os resultados da modelagem hidrossedimentológica.

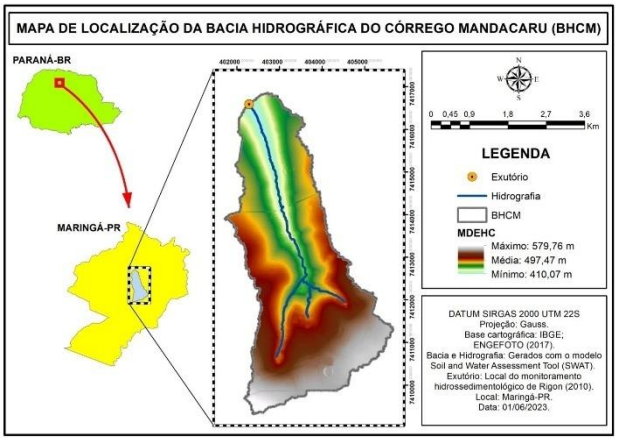


Figura 1: Localização da área de estudo e MDEHC.

O modelo foi aquecido durante os anos de 2006 a 2007, com a calibração sendo realizada com dados pontuais dos anos de 2008 e 2009. Por outro lado, não foi possível realizar a etapa de validação do modelo devido ao limitado número de dados fluviométricos observados disponíveis.

Para avaliar a eficiência das simulações foram utilizados o índice de Nash e Sutcliffe (NSE), o coeficiente de determinação (R^2), e o Erro Médio Absoluto (EMA). Os desenvolvedores do modelo SWAT (ARNOLD et al., 2012) consideram aceitáveis simulações diárias de vazão e sedimentos com valores ≥ 0,5 e 0,6 para NSE e R^2, respectivamente, enquanto Mosiasi et al. (2007) consideram satisfatórios valores do EMA menores que 50% do desvio padrão dos dados observados.

Foram simulados 2 cenários hipotéticos de uso e cobertura da terra em um período de 32 anos (01/01/1990 a 31/12/2021), sendo os dois primeiros anos usados para o aquecimento do modelo. No cenário agrícola a BHCM é totalmente coberta por agricultura genérica (AGRL) em todas as estações do ano, e no cenário urbano a BHCM é totalmente coberta por urbanização residencial de média densidade (URMD). Nos dois cenários não foram considerados os impactos das mudanças do uso e cobertura da terra nas condições atmosféricas, já que em ambos foram usados os mesmos registros de dados meteorológicos.

Por fim, os dados simulados foram analisados com base na produção anual média de água, e respectiva proporção entre os escoamentos de base e superficial (sem considerar o escoamento lateral que é pouco expressivo nesta bacia), e com base na produção anual média de sedimentos, e respectiva proporção entre a produção de sedimentos de encosta (erosão de encosta menos deposição na encosta) e a produção de sedimentos de canal (erosão de canal menos deposição no canal).

Resultados e discussão

A simulação hidrossedimetológica inicial não foi satisfatória para a BHCM. Mas com a calibração de parâmetros hidrológicos (primeiramente) e sedimentológicos (posteriormente) de encosta e de canal foi possível obter uma simulação satisfatória para o módulo hidrológico, e predominantemente satisfatória para o módulo sedimentológico, conforme Tabela 1. No entanto, Rigon (2010) verificou com o método dos pinos que a erosão de margem no rio principal da BHCM entre 2008 e 2009 possui taxas mensais médias de erosão que variam de 1,55 cm/mês a 10,27 cm/mês em diferentes locais ao longo do canal principal, para montante do exutório analisado. Além disso, Beltramin (2022) verificou em imagens de sensoriamento remoto que logo para jusante do exutório analisado na BHCM, o canal principal se alargou 1,32 m entre 2005 e 2010. Em concordância com estes resultados, a simulação do transporte de sedimentos na BHCM mostrou que a erosão no canal predomina significativamente sobre a deposição no rio, sendo que 88% da produção de sedimentos simulada nos anos de 2008 a 2009 é proveniente da erosão de canal. Isto indica que o modelo está representando adequadamente a dinâmica erosivo/deposicional da BHCM.

A produção anual média de água da BHCM no cenário AGRL é levemente superior ao cenário URMD (Figura 2). No entanto, enquanto a produção anual média de água na BHCM é constituída em aproximadamente 60% pelo escoamento de base no cenário AGRL, no cenário URMD o escoamento superficial representa aproximadamente 70%. Em relação a produção anual média de sedimentos, no cenário URMD ocorre a maior produção total e de canal, sendo que somente a produção de sedimentos de canal neste cenário é maior que a produção de sedimentos total do cenário AGRL. Essa proporção é similar aos dois terços da produção de sedimentos atribuídos a erosão do canal a partir do monitoramento de uma década em bacia hidrográfica com uso urbano do solo na Califórnia (TRIMBLE, 1997). Além disso, as medições de Rigon (2010) mostraram uma taxa de erosão média mensal na BHCM significativamente maior que o verificado em uma bacia hidrográfica rural adjacente, o que reitera a preponderância da erosão de margem como principal suprimento de sedimentos em bacia de uso urbano do solo.

Tabela 1: Índices estatísticos da calibração hidrossedimentológica

	VAZÃO	SEDIMENTOS
NSE	0,65	0,07
R^2	0,69	0,60
EMA*	0,02	0,29

*O valor de 50% do desvio padrão dos dados observados da descarga líquida é de 0,03 m³/s e da descarga sólida é de 0,40 t/dia. Este valor é usado para avaliar o valor do EMA.

Também se observa na Figura 2 que a proporção do aumento do escoamento superficial do cenário AGRL para o cenário URMD é semelhante a proporção do aumento da produção total anual média de sedimentos (somando a produções de encosta e de canal) entre os respectivos cenários. Isso mostra que a quantidade de escoamento superficial é mais determinante na produção de sedimentos da BHCM do que a produção total de água. Por outro lado, em termos de maiores taxas máximas de escoamento fluvial (não mostrado), a condição do cenário URMD causa eventos hidrológicos extremos com maior intensidade e frequência do que a condição do cenário AGRL. Estas vazões extremas explicam a maior degradação do canal fluvial. Ou seja, conforme a equação da potência do escoamento (LATRUBESSE, 2008), se verifica que sendo constante a declividade do canal nas simulações realizadas, a intensidade da potência do escoamento se torna função isolada da intensidade das vazões, que são maiores nas máximas hidrológicas ocorridas no cenário URMD.

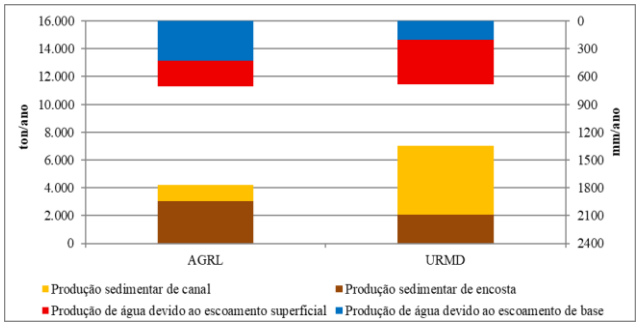


Figura 2. Produção anual média de água (escoamentos de base e superficial) e sedimentos (produção de encosta e de canal) da BHCM.

Considerações finais

Com as simulações realizadas neste estudo foi verificado que, apesar da produção de água no cenário AGRL ser predominante constituído pelo escoamento de base, o escoamento superficial gerado no uso agrícola do solo favorece uma elevada carga de sedimentos provenientes das encostas pouco protegidas da erosão hídrica. Essas características propiciam que a potência do canal diminua diante da carga de sedimentos, o que corrobora com as aferições em bacias hidrográficas com cultivo agrícola que relatam agradação nos canais fluviais (LATRUBESSE et al., 2009). Já no cenário URMD a produção de água é predominantemente constituída pelo escoamento superficial, e os maiores valores deste escoamento causam eventos de máxima hidrológica mais extremos do que no cenário AGRL. No entanto, no cenário URMD o solo está mais protegido da erosão devido a impermeabilização parcial causada pela urbanização residencial de média densidade, e há prevalência da capacidade de transporte dos sedimentos de encosta no ambiente fluvial para fora da bacia devido a potência de canal gerada pelo elevado escoamento superficial oriundo das áreas impermeabilizadas. Associado a isso ocorre uma elevada taxa de produção de sedimentos de canal devido aos processos de erosão de margem, em concordância com estudos empíricos (RIGON, 2010; BELTRAMIN, 2022).

Agradecimentos

O autor agradece ao Dr. Eduardo Souza de Morais pelo apoio nessa pesquisa, e ao Laboratório de Sedimentologia do GEMA/UEM pelas análises sedimentológicas, em especial a Wanderlei Grzegorczyk. O presente estudo foi desenvolvido na UEM entre os anos de 2021 e 2023.

Referências bibliográficas

Arnold, J.G.; Moriasi, D.N.; Gassman, P.W.; Abbaspour, K.C.; White, M.J.; Srinivasan, R.; Santhi, C.; Harmel, R.D.; van Griensven, A.; van Liew, M.W.; Kannan, N.; Jha, M.K.; 2012. SWAT: Model use, Calibration, and Validation. American Society of Agricultural and Biological Engineers, v. 55, p. 1491-1508.

Beltramin, K.K.; 2022. Análise temporal das variações morfológicas e morfométricas de trechos sob influência da urbanização e da retificação: bacia hidrográfica do ribeirão Maringá, Maringá, PR. TCC do curso de Geografia. Universidade Estadual de Maringá. Maringá-PR, p. 1-41.

Chin, A.; Gregory, K.J.; O'Dowd, A.P.; 2020. Urbanizing River Channels. In: Treatise on Geomorphology. 2 ed., v. 6.2, p. 1255-1276.

Coe, M.T; Latrubesse, E.M.; Ferreira, M.E; Amsler, M.L.; 2011. The effects of deforestation and climate variability on the streamflow of the Araguaia River, Brazil. Biogeochemistry, v. 105, p. 119-131.

Costa, M.H.; Botta, A.; Cardille, J.A.; 2003. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. Journal of Hydrology, v. 283, p. 206-217.

Latrubesse, E.M.; 2008. Patterns of anabranching channels: The ultimate end-member adjustment of mega rivers. v. 101, p. 130-145.

Latrubesse, E.M.; Amsler, M.L.; Morais, R.P.; Aquino, S.; 2009. The geomorphologic response of a large pristine alluvial river to tremendous deforestation in the South American tropics: The case of the Araguaia River. Geomorphology, v. 113, p. 239-252.

Morais, E.S.; Montanher, O.C.; 2022. Ajustamento fluvial à agropecuária, urbanização e reservatório e análise cientométrica do impacto dessas atividades nos rios brasileiros. Revisões de Literatura da Geomorfologia Brasileira. 1 ed., p. 143-175.

Moriasi, D.N.; Arnold, J.G.; van LIEW, M.W.; Bingner, R.L.; Harmel, R.D.; Veith, T.L.; 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. American Society of Agricultural and Biological Engineers, v. 50, p. 885-900.

Perazzoli, M.; Pinheiro, A.; Kaufmann, V.; 2013. Efeitos de cenários de uso do solo sobre o regime hídrico e produção de sedimentos na bacia do Ribeirão Concórdia – SC. Revista Árvore, v.37, p. 859-869.

Rigon, B.T.C.; 2010. Avaliação têmporo-espacial do processo erosivo marginal dos córregos Mandacarú e da Romeira – Maringá-PR. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Geografia. Universidade Estadual de Maringá. Maringá-PR, p. 1-83.

Russel, K.L.; Vietz, G.J.; Fletcher, T.D.; 2019. Urban sediment supply to streams from hillslope sources. Science of the Total Environment, v. 653, p. 684-697.

Trentin, R.; Laurent, F.; Robaina, L.E.S.; 2023. Revista Brasileira de Geografia Física, v.16, p. 873-893.

Trimble, S.W.; 1997. Contribution of Stream Channel Erosion to Sediment Yield from an Urbanizing Watershed. Science, v. 278, p. 1442-1444.

MODELAGEM COMPUTACIONAL DA PLUMA DE EFLUENTE E DIMENSIONAMENTO DE DIFUSORES PARA ELIMINAR A RESSUSPENSÃO DE SEDIMENTOS

Marco Antonio Corrêa[1]

[1]*Tetra Tech, e-mail: marco.correa@tetratech,com*

Palavras-chave: Ressuspensão de Sedimentos; Modelagem Hidrodinâmica; Emissário Submarino.

Resumo

Este artigo apresenta uma análise da ressuspensão de sedimentos causada por jatos de um emissário submarino localizado em São João da Barra - RJ. A investigação teve início após a observação de uma pluma com coloração marrom distinta da tonalidade natural do local, levantando questionamentos sobre sua origem. Através de simulações utilizando o modelo CORMIX e da análise do parâmetro de Shields, demonstrou-se que a configuração atual do sistema difusor é responsável pela ressuspensão de sedimentos do leito oceânico, resultando em aumento da turbidez e alteração visual da pluma. Para mitigar esse impacto, foi proposta uma nova configuração de difusores, que assegura a eficiência da diluição e elimina a ressuspensão além de atender os critérios hidráulicos de operação, manutenção e de legislação ambiental.

Introdução

A ressuspensão de sedimentos pode ser causada pela ação das correntes, ondas e, neste caso, por jatos de efluentes provenientes de emissários submarinos. A interação entre o jato e o leito marinho gera tensões de cisalhamento τ_b que, quando são superiores às tensões de resistência dos sedimentos τ_s, inicia o movimento das partículas. O equilíbrio entre essas forças é dado pelo parâmetro de Shields θ, que expressa a razão entre a força hidrodinâmica que tenta mover as partículas, representada pela tensão de cisalhamento τ_b, e a força de resistência que tenta manter as partículas no lugar, associada ao peso das partículas e representada pela tensão de resistência τ_s. Quando θ ultrapassa um valor crítico θ_c, ocorre a ressuspensão. O modelo CORMIX (Doneker & Jirka, 2007) permite simular o comportamento da pluma incluindo sua trajetória e a velocidade do jato ao longo do corpo hídrico receptor. Combinando esses resultados com a análise do parâmetro de Shields, é possível identificar as condições de escoamento que favorecem a ressuspensão e, com isso, subsidiar o dimensionamento do sistema difusor.

Metodologia

A metodologia adotada baseia-se na utilização do modelo CORMIX, para a simulação do comportamento da pluma na região do campo próximo. Baseia-se, também, no cálculo e análise da velocidade do jato, das tensões de cisalhamento e resistência e do parâmetro de Shields.

O estudo foi dividido em duas partes:

1. Avaliação do emissário atual, composto por dois difusores, tendo cada um 8 m de comprimento e 18 risers, com duas portas cada riser;

2. Proposição de uma nova configuração. A metodologia para definição da melhor configuração consiste em analisar as dimensões e os limites de alguns parâmetros importantes para o funcionamento hidráulico ideal do sistema difusor conforme descrito em (Corrêa & Yassuda, 2019) e (Corrêa & Costa, 2024).

Para analisar a ressuspensão de sedimentos utiliza-se as equações que descrevem as tensões atuantes. Combinando equação de Darcy-Weisbach para canais (Chow, 1959):

$$Q = A\sqrt{\frac{8g}{f}}\sqrt{R_h I} \quad (1)$$

com a Fórmula de Manning:

$$Q = \frac{1}{n} A R_h^{2/3} I^{1/2} \quad (2)$$

e considerando que, em um canal aberto e largo, o raio hidráulico (R_h) é igual à profundidade do fluxo (H), tem-se (Chow, op. cit.):

$$f = \frac{8\,g\,n^2}{H^{\frac{1}{3}}} \quad (3)$$

A tensão de cisalhamento τ_b (Chow, op. cit.) é dada por:

$$\tau_b = \frac{1}{8} f \rho_a u^2 \quad (5)$$

e a tensão de resistência τ_s ao cisalhamento é dada por: $\tau_s = \frac{2}{3}(g\rho_s - g\rho_a)\,d_s$ (6)

O parâmetro de Shields θ é dado por (Ponce, 1989):

$$\theta = \frac{\tau_b}{\tau_s} = 0{,}2\,\frac{f\rho_a u^2}{(\rho_s - \rho_a)\,g d_s} \quad (7)$$

Para partículas não coesivas, a ressuspensão ocorre quando θ excede um valor crítico θ_c, de 0,06.

Nas equações de (1) a (7):

Q (m³/s) é a vazão de lançamento do jato, A (m²) é a área da seção transversal do jato que varia com a distância a partir do ponto de lançamento, u (m/s) é a velocidade do jato que, também, varia com a distância a partir do ponto de lançamento, g (m/s²) é a aceleração da gravidade, f é o fator de atrito (adimensional), I é a declividade do leito que se cancela durante a dedução da fórmula de f, n *é o coeficiente de Manning,* ρ_a e ρ_s ambas em (kg/m³) são as densidades da água do mare das partículas de sedimento, d_s (m) é o diâmetro das partículas.

Resultados

Vazão total máxima de lançamento do efluente é de 0,5 m³/s. A profundidade média do local de lançamento é de 9,5 m. A velocidade adotada para o ambiente (percentil 10%) é de UA = 0,08 m/s. O valor de percentil 10% foi

utilizado com base nas exigências da EPA (Tetra Tech, 1982), de forma a fornecer a mínima diluição inicial, uma vez que a diluição do efluente tende a ser maior com o aumento da intensidade da corrente ambiente, que propicia uma maior mistura do efluente na coluna d'água.

A análise da configuração atual revelou que o jato atinge o leito oceânico com velocidade de aproximadamente 0,4 m/s, gerando uma tensão de cisalhamento de 0,08 Pa. Para sedimentos com diâmetro médio de 0,062 mm e densidade de 1800 kg/m³, a resistência ao cisalhamento é de 0,31 Pa, resultando em θ igual a 0,26, valor muito superior ao limiar crítico. Isso confirma a ocorrência de ressuspensão, responsável pela coloração anormal observada na pluma.

Para a definição da nova configuração foi utilizada a metodologia de (Corrêa & Yassuda, 2019). Através desta metodologia foram testadas 4320 combinações possíveis de difusores. A melhor, configuração proposta consiste em três difusores, tendo cada um 16 m de comprimento e 14 risers com 2 portas diametralmente opostas (Figura 1).

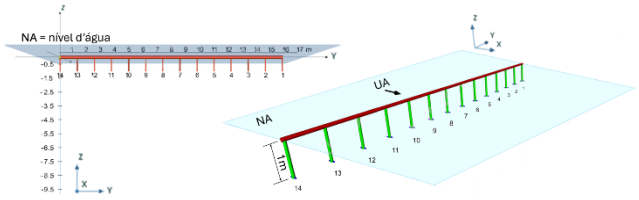


Figura 1: Configuração proposta.

A modelagem realizada com o CORMIX indicou uma diluição de 118 vezes no final do campo próximo com extensão de 13 m (Figura 2).

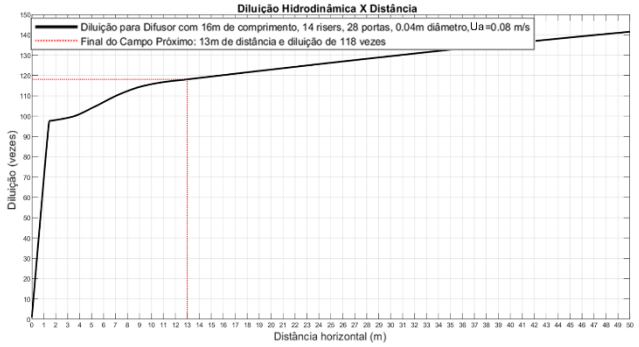


Figura 2: Diluição hidrodinâmica, modelo CORMIX.

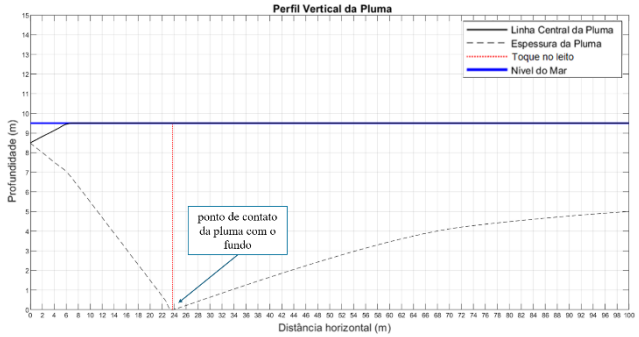


Figura 3: Perfil vertical da pluma, modelo CORMIX.

A Velocidade do jato no ponto de contato com o fundo é de 0,05 m/s (Figuras 3 e 4). O θ obtido é igual a 0,02, um valor inferior ao crítico (θc = 0,06).

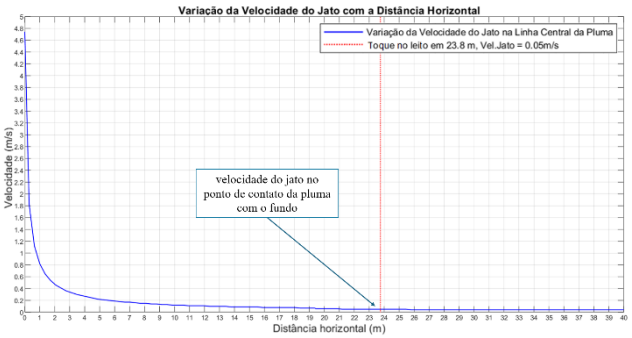


Figura 4: Variação da velocidade do jato ao longo da distância. Resultado obtido com o modelo CORMIX.

Portanto, a nova configuração elimina a ressuspensão, mantendo uma diluição excelente e respeitando os critérios hidráulico e ambiental.

Comentários finais

A análise demonstrou que a configuração atual do emissário provoca ressuspensão de sedimentos, gerando plumas visíveis que comprometem a percepção ambiental do lançamento. A aplicação de modelagem permitiu o desenvolvimento de uma nova configuração de sistema difusor que:

- Garante uma diluição excelente igual a 118 vezes no campo próximo;
- Elimina a ressuspensão de sedimentos, conforme indicado pelo parâmetro de Shields: θ = 0,02 << 0,06;
- Atende aos critérios hidráulicos, de manutenção, operação e sustentabilidade ambiental.

A abordagem adotada reforça a importância da modelagem computacional como ferramenta essencial no dimensionamento de sistemas de disposição oceânica, assegurando eficiência técnica e proteção ambiental.

Referências bibliográficas

Chow, Ven Te; 1959. Open-Channel Hydraulics. McGraw-Hill.

Corrêa, M. A.; Costa, R. T. R. da.; 2024. Proposição de Procedimentos Mínimos Necessários Para a Elaboração de Projeto de Emissário Submarino. II FLUHIDROS - Simpósio Nacional de Mecânica dos Fluidos e Hidráulica e XVI ENES - Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos. Curitiba, 30 de agosto de 2024.

Corrêa, M. A.; Yassuda, E. A.; 2019. Proposal Methodology for Optimized Diffuser Design. World Congress of IAHR in Panama, Sept 1-6, 2019. IAHR/IWA Joint Committee on Marine Outfall Systems.

Doneker, R.L.; Jirka, G.H.; 2007. CORMIX User Manual: A Hydrodynamic Mixing Zone Model and Decision Support System for Pollutant Discharges into Surface

Waters. EPA-823-K-07-001. U.S. Environmental Protection Agency. Disponível em: www.mixzon.com.

Ponce, V. M.; 1989. Engineering Hydrology, Principles and Practices, Prentice Hall. Engineering Hydrology, Principles and Practices, Victor M. Ponce, Copyright © 2014, All rights reserved.

Tetra Tech, 1982. Revised section 301(h) technical support document. EPA 430/9-82-011. Technical Report. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Program Operations, Washington. DC. 208pp.

ÁREA TEMÁTICA:

Poluição e Sedimentos Contaminados

5°CIH

DISTRIBUTION AND CHARACTERIZATION OF MICROPLASTICS IN SEDIMENT IN A WATER SUPPLY RESERVOIR IN SOUTHERN BRAZIL

Valéria de Almeida [1], Giovana Katie Wiecheteck [2], Susete Wambier Christo [3], Pierre Girard [4], Jeanette Beber de Souza [5], João Eduardo Ferreira Inglez [6], Gabriel Staichak [7], Augusto Luiz Ferreira Júnior [8]

[1] State University of Ponta Grossa, e-mail: Vall_almeida_@hotmail.com; [2] State University of Ponta Grossa, e-mail: Giovana@uepg.br; [3] State University of Ponta Grossa, e-mail: Swchristo@uepg.br, [4] Federal University of Mato Grosso, e-mail: Pierregirard1301@gmail.com, [5] State University of the Central West of Paraná, e-mail: Jeanette@irati.unicentro.br, [6] State University of Ponta Grossa, e-mail: Jeduardo797@gmail.com, [7] Federal University of Mato Grosso, e-mail: Gstaichak@gmail.com, [8] Federal University of São Carlos, e-mail: Augustolferreirajr@gmail.com

Keywords: Microplastics, freshwater, reservoir.

Abstract

Microplastics present a significant environmental challenge due to their prolonged decomposition period and their ability to easily disperse in various environments. These tiny particles can also absorb chemicals and heavy metals, which can accumulate in ecosystems or be ingested, thereby entering the food web. Investigating this issue is crucial, particularly near water catchments, as it may directly impact human health. This paper presents a temporal and spatial distribution as well as the characterization of microplastics in the sediment of Alagados Reservoir, located in Parana, Brazil. Data were collected over the course of one year through bimonthly sampling at six different sites. A total of 108 samples revelead 3,459 microplastic particles were found, with an average concentration of 320.28 ± 162.83 particles per kilogram of wet sediment. The most common shapes found were filaments (43.25%) and fibers (34.58%). Additionally, 18.65% of microplastics were colored, totaling 645 particles- an average of 5.97 ± 5.98 per sediment sample. Among the colored particles, 36.9% were blue and 21.5% were yellow. Statistical analysis was conducted using RStudio Software to perform a two-way ANOVA, Tukey's honestly significant difference (HSD) test, and the Person test. The seasonality of water collection, transparency, and water temperature statistically affected microplastic concentrations. The SEM-EDS analysis detected zinc chloride in 83.33% of the tested samples, even after thorough rinsing post-isolation. This highlightsthe tendency of microplastics to absorb chemicals . Additionally, the analysis revealed degradation patterns that suggest the formation of nanoplastics. These findings underscore the importance of continuous monitoring and the implementation of mitigation strategies in water catchment areas to reduce environmental contamination and minimize potential risks to human health.

Introduction

For a long time, concerns have been raised about environmental pollution caused by easily identifiable plastics, known as macroplastics, such as PET bottles and packaging (ORTIZ et al., 2023). Recently, however, the spotlight has shifted to smaller plastics called microplastics, particularly over the last decade (RAMKUMAR et al., 2020). While less visible, this is an equally troubling issue. Microplastics are small polymeric particles that are less than five millimeters in size (DEFU, et al., 2020). They can originate as primary particles, produced at the millimeter scale, or as secondary particles, created from the fragmentation of larger plastics (COSTA et al., 2022). Primary microplastics are commonly found in cosmetics and hygiene products, as pellets and fibers (MATHEW et al., 2024). On the other hand, secondary microplastics, primarily sourced from textile products, are significant contributors to environmental pollution, mostly composed of fibers (MUŠIČ, 2023). Microplastics pose a significant environmental threat as they are a form of contamination that is difficult to control and remove.

The size and density allow microplastics to exist in a variety of environments. They can be transported through atmospheric precipitation, percolation, surface runoff, and the discharge of effluents , as well as through direct release of wastewater into rivers by both the general population and industries. Microplastics have been found in aquatic and terrestrial environments, suspended in the atmosphere, in rainwater, in rural areas, and even at the poles (MATERIĆ et al., 2022).

The significant negative impact of microplastics on organisms and the food web is a major concern. In aquatic ecosystems, microplastics can be easily consumed by various animals, accumulating in their digestive systems and persisting for long periods. This accumulation poses a high risk of toxic effects due to both direct and indirect ingestion (LI et al., 2023). In fish, ingesting microplastics is linked to a range of issues, including behavioral abnormalities, reproductive impairment, decreased growth, compromised immunity, inflammatory responses, cellular damage and even death (HASAN et al., 2024; HOSSAIN et al., 2022.). Additionally, there is potential for microplastics to transfer to humans through the consumption of affected animals (BENSON et al., 2022). Microplastics can also adsorb and carry harmful compounds such as pesticides, drugs, and metals (TANG et al., 2020), further increasing their potential ecological harm. Research has found microplastics in the bloodstream

(KUTRALAM-MUNIASAMY et al., 2022) and even in human breast milk (RAGUSA et al., 2022). Exposure to these particles may be linked to risks for the digestive system, including cancer, as well as reproductive system issues (CalSPEC, 2023).

Numerous studies are currently being conducted worldwide to investigate the presence of microplastics in aquatic environments. However, our understanding of the extent of microplastic pollution in riverbeds remains limited (DAELE et al., 2024). This type of pollution can vary significantly due to several factors, including flow hydrodynamics, channel characteristics, wastewater discharges, and the proximity of populated areas and water catchment facilities (BOOS et al., 2024; MATJAŠIČ et al, 2023).

Some plastics, like polyvinyl chloride (PVC) and polyethylene terephthalate (PET) are denser than water and sink. In contrast, others, such as polyethylene (PE) and propylene (PP), can float (PAKBAR et al, 2023). However, even lighter plastics can become trapped on the riverbed due to turbulence and biofouling (MOLAZADEH et al., 2024; MELKEBEKE et al., 2020). Various factors, including the shape and the surface roughness of the microplastics as well as rainfall (COSTA et al., 2023), can influence how these particles settle. Microplastics are more likely to accumulate in sediment than in surface waters, and sediment can act as a source for releasing settled plastic particles back into the water (XIA et al., 2021).

This paper examines the issue of microplastic pollution in a rural reservoir located in southern Brazil. The reservoir provides water for the residents of Ponta Grossa, a city in the state of Parana. This means that microplastics could affectnot only the aquatic life in the reservoir but also the health of the local population . Therefore, it is crucial to address the microplastic pollution to assess the situation and explore solutions aimed at protecting the environment and maintaining public health .

Methodology

Alagados is an artificial reservoir located in a rural area in southern Brazil, approximately 20 km from Ponta Grossa, Parana (ROCHA et al., 2011). The reservoir is also part of the municipalities of Carambeí and Castro, situated between the coordinates 24°59’ to 25º01' S and 49°58’ to 50º03' W (LEMOS et al., 2014). The flooded area covers 7.31 km² with an approximate length of 10.7 km (IAP, 2017). Since 1969, the reservoir has been a vital source of water supply, currently provides 30% of Ponta Grossa’s water demand for Ponta Grossa’s for its population (ARAS, 2017; SANEPAR, 2024). The reservoir also receives water from the Jotuba River. The surrounding area is significantly influenced by agricultural activities and livestock breeding (BELÓ, 2018). Additionally, a yacht club has been operating near the water catchment area of the Water and Sanitation Company of Parana (SANEPAR) since 1970 (IPEA, 2024).

Six sampling sites were selected (see Figure 1) and strategically distributed along the reservoir to represent specific characteristics. Sites 1 and 2 are located at the mouths of the Pitangui and Jotuba rivers, in areas with some vegetation and relatively low levels of human intervention. Sites 3 and 4 serve as intermediaries to sites 5 and 6, which are situated near the most populated area in Alagados and the water catchment facility, respectively.

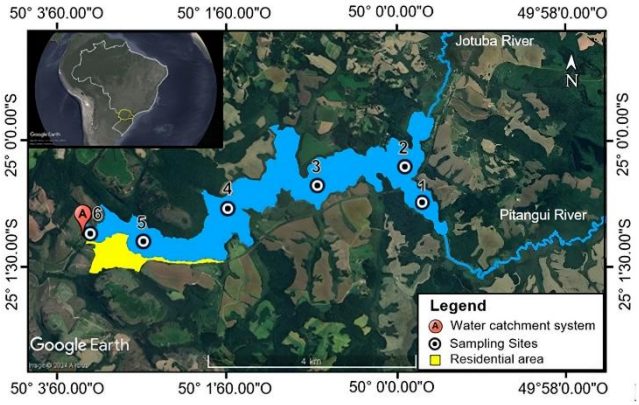


Figure 1: Map of the study area (Alagados Reservoir) indicating the sampling sites.

A previous analysis of reservoir sediment was conducted to assess microplastic pollution and determine the amount of sediment that needed to be collected. Following this evaluation, triplicate samples were collected continuously on a bimonthly basis from June 2023 to April 2024, totaling 18 samples each time and 108 samples in total. In addition to the sediment samples, water column depth and transparency were measured on-site during sampling using a handheld echo sounder and a Secchi disk, respectively.

The sampling sites were accessed via a metal self-rowing motorboat. A Petit Ponar grab sampler was used to collect sediment from each site, and the sampler was rinsed thoroughly throughout the process. The sediment was placed in paper containers covered with aluminum foil to avoid plastic contamination and was then transported to the laboratory for analysis. In the lab, the samples were weighed and stored in glass canning jars with metallic lids. The analysis of microplastics was adapted from “Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment” (MASURA et al., 2015).

In each wet sediment sample, a zinc chloride solution of 700 g/L (1.6–1.8 g/cm^3) was added to perform density separation of the microplastics. After the sedimentation, the surface liquid was collected, and 35% hydrogen peroxide was added to the samples, which were then placed in a drying oven at 50 °C for 24 hours. The liquid portion was then sieved using a 75 µm stainless steel mesh and rinsed with distilled water to remove any salt. The microplastics were washed into a petri dish and subsequently transferred onto a labeled microscopic slide, which was also placed in a drying oven at 50 °C until completely dry.

The particles were visually identified, examined, and classified under an optical biological microscope (Labor L2000) at magnifications ranging from 40X to 400X. The microplastics were categorized by their size, type, and color. This process provided data on the number of plastic particles per kilogram of dry sediment (n.kg-¹). To validate these findings, randomly selected particles were analyzed using SEM-EDS (TESCAN MIRA).

Nitrile gloves were utilized to handle the samples to minimize contamination, and the samples were kept covered or confined for most of the process. Microscopic slides were employed to assess ambient contamination. During sampling, the depth and transparency of the water were measured on-site using a handheld echo sounder and a Secchi disk, respectively. Sediment granulometric data was obtained with a Laser Diffraction Particle Size Analyzer (Bettersizer 2600). To determine the organic matter content, the samples were dried in a muffle furnace at 540 °C for 3 hours and 30 minutes in porcelain crucibles.

Results and discussion

The study cataloged microplastics with sizes ranging from 5 mm to 75 µm. Microplastics were detected in all 108 samples collected from the sites, including less populated areas near river mouths and water catchment regions. A total of 3,459 particles were identified, comprising 43.25% filaments, 34.58% fibers, 10.38% fragments, 7.31% pellets, 2.49% foams, and 1.99% films (see Figure 2). Throughout the year, the average concentration of microplastics in the sediment was 320.28 ± 162.83 n/kg of wet sediment.

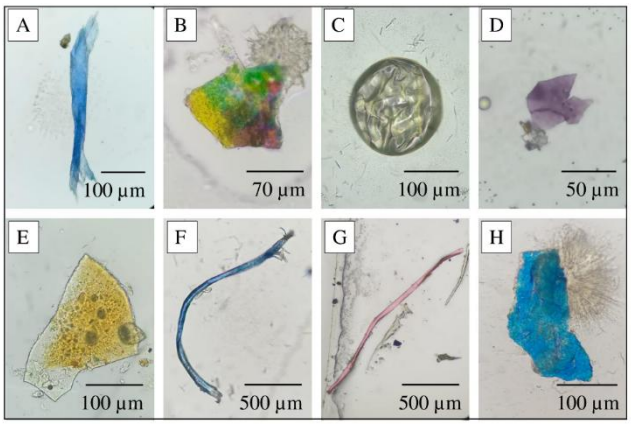


Figure 2: Microplastics found in the sediment from the Alagados Reservoir samples: Fibers (A, F, G), fragments (B, D, E, H), and pellet (C).

The contamination was monitored and accounted for, and it has already been subtracted from the reported values. During the preparation and examination of each sample, a clean microscopic slide was positioned nearby to monitor contamination from the air. In total, 604 particles were identified, comprising 53.64% filaments, 33.44% fibers, 7.28% fragments and 5.63% pellets. No foams and films were detected.

Microplastic concentrations were relatively low compared to similar studies conducted in Brazil. For instance, Queiroz et al. found a mean concentration of 6690 ± 1674.67 n/kg dw, in a study of a freshwater reservoir in the metropolitan area of São Paulo, the largest city in Latin America (QUEIROZ et al., 2024; BBC, 2024). Guerolin et al. reported microplastic concentrations in Amazon rivers ranging from 417 to 8178 n/kg dw, with the highest levels observed at shallow sites near Manaus, an important industrial center (GEROLIN et al, 2020). These studies suggest a strong correlation between population density and microplastic concentrations. This underscores the need for monitoring and implementing interventions related to waste generation and pollution as small cities develop, in order to manage the environmental scenario amid the ongoing urbanization process.

In global studies on freshwater sediment, the concentrations reported in this research were higher than those found by Duan et al. (2024), who studied lake sediment samples in Lijiang, China, which ranging from 10 to 115 n/kg. However, our findings were lower than those reported by Lucas-Solis et al. (2021) for riverine depositional sediment in Puerto Misahualli, Ecuador, which reached up to 4200 n/kg dw. The concentrations we observed were also lower than those found by Corcoran et al. (2019) in river sediment from Ontario, Canada, which ranged from 6 to 2444 n/kg dw, with a mean concentration of 612 n/kg dw. Additionally, Parvin et al. (2022) reported even higher concentrations, with a mean of 13607 ± 13733 n/kg dw in sediment from lakes and rivers in Dhaka, Bangladesh.

Concerning the microplastics identified in our samples, 43.25% were filaments, 34.58% were fibers, 10.38% were fragments, 7.31% were pellets, 2.49% were foams and 1.99% were films. These particles likely originated from common daily activities of the nearby community surrounding the Alagados Reservoir, such as laundering and showering, which releasing filaments, fibers, and pellets form synthetic clothing and hygiene products into the environment (LUO et al., 2022). Other possible sources include tourism activities like swimming, jet-skiing and hiking, agricultural practices involving plastic mulching, and both amateur and professional fishing. Furthermore, microplastics may also be transported to the Alagados Reservoir by currents from upstream rivers.

Among the microplastics measured, 4.73% fell within the 5 to 2 mm size range, 45.40% measured between 2mm and 500µm, and 49.86% were smaller than 500 µm. Additionally, 18.65% of the microplastics were colored, totaling 645 particles, with an average of 5.97 ± 5.98. Among the colored microplastics, 36.9% were blue, 11.6% were pink, 21.5% were yellow, 9.3% were red, 3.9% were orange, 10.4% were brown, and 6.3% were green. The remaining microplastics were either white, transparent, or black. Some particles exhibited signs of color degradation (Figure 3), indicating the potential release of chemicals into the water and the environment (CHEN et al., 2022).

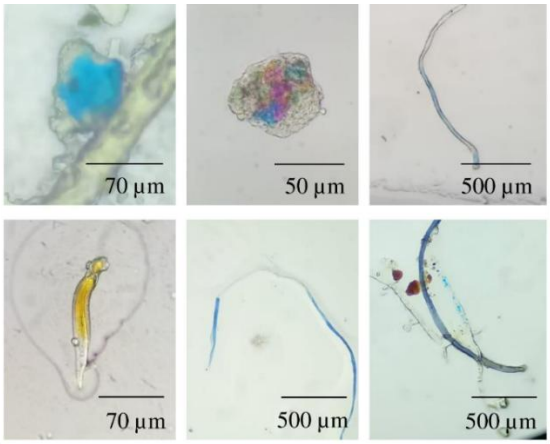


Figure 3: Microplastics with fading color found in the sediment of Alagados Reservoir.

The physical and chemical parameters of the reservoir water are presented in Figure 4. The average transparency was 64.28 ± 24.15 cm, as measured with a Secchi disk. The overall pH level was neutral, with an average of 7.37 ± 0.34, measured using a portable pH meter. The average temperature was 20.36 ± 3.03 ºC, recorded with a mercury thermometer. Additionally, the chlorophyll a had an average concentration of 24.11 ± 13.92 mg/m³, while pheophytin averaged 7.76 ± 6.23 mg/m³. The average concentration of ammonia nitrogen was 0,06 ± 0.03 NH_3-N/L.

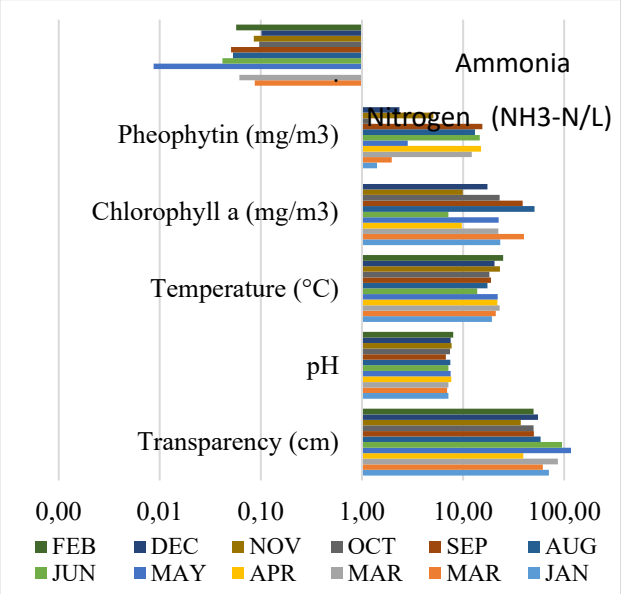


Figure 4: Trophic State Index (TSI) of the sites.

After performing a logarithmic transformation, a two-way ANOVA and a Tukey's Honestly Significant Difference (HSD) test were conducted. The results from the variance analysis and Tukey's Test indicated that both the month and the sampling site influenced microplastic concentrations. The highest concentrations were recorded in December, August, and June 2023, while the lowest were found in February and April 2024. Notable peaks in concentrations occurred in October 2023 at site 1 and February 2024 at site 2, whereas the lowest concentrations were observed in April 2024 at site 3 and in August 2023 at sites 5 and 6. The F-test showed no significant statistical differences in concentrations among the sites for each month. The only exception occurred in August 2023, when the concentrations at sites 5 and 6 were lower than those at the other sites.

The samples collected in 2023 showed higher concentrations compared to those from 2024 (see Figure 5). Notably, peak values were recorded in June and December of 2023. This increase can be attributed to the summer vacation, which creates favorable conditions for fishing and aquatic activities. As a result, the yacht club and nearby residences close to the reservoir experienced higher occupancy. The influx of visitors may have contributed to the release of microplastics into the water and sediment due to various daily activities such as laundering, swimming, fishing, canoeing, and jet-skiing, among others.

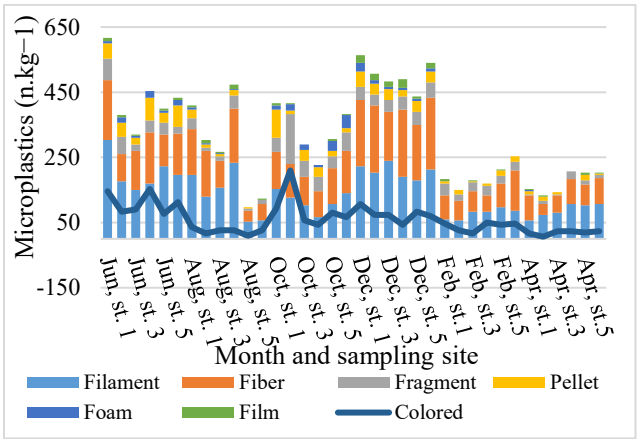


Figure 5: Microplastics found in the sediment, from June 2023 to April 2024.

According to the Pearson Test results, there is a positive correlation between microplastic concentration in sediment and water transparency (r = 0.37, p = 0.026). This suggests that higher water transparency is associated with higher concentrations of microplastics in the sediment. This phenomenon likely indicates that the sedimentation of suspended solids leads to their accumulation on the riverbed. It may be a result of previous turbidity currents carrying high concentrations of suspended solids, which subsequently contributed to the deposition of microplastics after settling (POHL et al., 2020; ZHANG et al., 2024).

Moreover, a negative correlation was observed between microplastic concentration and water temperature (r = -0.41, p = 0.01) with a mean temperature of 19.8ºC ± 3.5. This suggests that the lower surface water temperatures may facilitate the deposition of the microplastics, as cold water is denser than warm water. This difference in density could cause the microplastics to float in warmer temperatures and settle in colder water. There was no significant correlation between microplastic concentration and water depth (r = 0.32, p = 0.061).

During the sample processing, bivalve shells of the species *Corbicula fluminea* were discovered in the sediment (ARAUJO et al., 1993), particularly at sites 1 and 2. Many of the shells were still paired together during the sample processing, suggesting that the organisms were likely captured alive or were recently deceased. The presence of microplastics in the sediment indicates a potential impact on benthic organisms in Alagados Reservoir. Bivalves residing in the sediment can ingest these particles, which may lead to behavioral changes (URBAN-MALINGA et al., 2021) and could result in the transfer of microplastics to their predators, including fish and potentially humans (ZHANG et al., 2019).

The sediment exhibited an average humidity of 70.15%, with a standard deviation of 14.93%. The organic matter content was measured at 2.71% with a standard deviation of 0.82%. The samples were classified according to Udden grades (1914) (UDEN et al., 1914, APUD VALENTINE et al., 2019), based on their Mean Weight Diameter (MWD). The samples from sites 1 and 2 were categorized as medium clay, while those from sites 3, 4, and 5 were

classified as coarse clay. The samples from site 6 contained both coarse clay and medium sand.

Analysis using SEM-EDS revealed that zinc chloride was present in 83.33% of the 18 samples tested (Figure 6). The concentration of zinc chloride ranged from 1.64% to 11.60%, with an average of 5.92% (± 3.24). This finding is significant, considering that the samples were thoroughly rinsed with distilled water. It supports the notion that microplastics have a tendency to chemically absorb various substances, including pharmaceuticals, toxic metals, and other harmful materials, thereby posing risks to the environment and human health (FRED-AHMADU et al., 2020). Moreover, Persistent Organic Pollutants (POPs), which can be absorbed by microplastics, have been recently detected in the roe, viscera, and muscle tissue of fish in Alagados Reservoir (STREMEL et al, 2023). The SEM-EDS analysis identified traces of titanium (Figure 6 A), a substance commonly used in pigments like titanium dioxide (TURNER et al., 2023), which aligns with the findings of Nayeri et al. (2023).

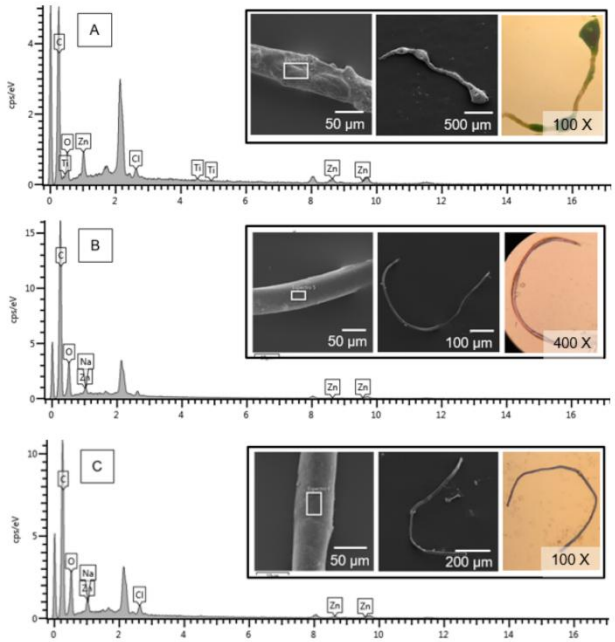


Figure 6: SEM-EDS results of fiber with green beads (A), pink rigid fiber (B), and blue soft fiber (C).

In the analysis of 18 samples, SEM-EDS identified the primary elements as carbon, oxygen, chlorine, and silicon, confirming their classification as microplastics (RATNAM et al., 2022). Additionally, traces of sodium, iron, sulfur, aluminum, titanium, and calcium were detected, which could originate from pigments or result from the microplastics adsorbing elements from the sediment. Certain particles observed in the images (Figure 7) exhibited signs of deterioration, indicating a potential release of nanoplastics, into the environment.

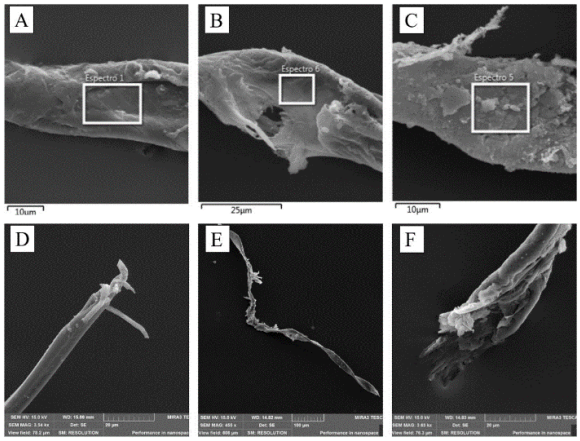


Figure 7: Microplastics details. Superficial fissures (A), deterioration (B), flaking (C), and fraying (D, E, F).

Microplastics have been found to be widespread in the sediment of the Alagados Reservoir, even in its most preserved areas. Recommended control and mitigation measures include investigating and eliminating improper sewage discharges in and around the reservoir, supervising fishing activities, and imposing penalties for violations such as littering and abandoning fishing nets along the shores. Although the concentrations of microplastics are relatively low compared to larger cities, the situation in the Alagados Reservoir could worsen with population growth and the expansion of human activities. This underscores the need for further studies and proactive measures to address the issue of microplastics.

Conclusion

This study found microplastic particles in all samples collected throughout the year, indicating their widespread presence and highlighting an environmental issue for the aquatic ecosystem. The most common shapes observed were filaments and fibers, with the majority of microplastics being uncolored. Some particles exhibited faded colors, suggesting that pigments had been released into the water and sediment. There was a statistical correlation between microplastic concentrations in the sediment and factors such as elapsed time, water transparency, and water temperature, but no correlation was found with water depth. Given these results, it is crucial to gather more data and analyze microplastics in freshwater and riverbed sediments, especially those related to human consumption. Although microplastic contamination in the Alagados Reservoir is relatively low compared to similar locations, further studies and consistent monitoring are necessary.

Acknowledgements

The authors would like to thank the Water and Sanitation Company of Parana (SANEPAR), the State University of Ponta Grossa, and the Multi-User Laboratory Complex (C – LABMU) for all the invaluable assistance. Funding sources: This research was supported by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) under Finance Code 001, and the Araucaria Foundation through agreement 211/2022.

References

Applied Economics Research Institute (IPEA). Ponta Grossa Iate Clube. Avaible at: https://mapaosc.ipea.gov.br/det alhar/6781 09. Access in 11 sep. 2024.

ARAUJO, R.; et al. The Asiatic clam Corbicula fluminea in Europe. Am Malacol Bull, vol. 10(1): 39-49, 1993.

BELÓ, A.; et al. Comparison of the physical, chemical and biological parameter magnitudes and cyanobacterial bloom in the Alagados reservoir of Ponta Grossa – PR. Rev. Ambient. Água. 13 (3), 2018.

BENSON, N. U.; et al. Micro(nano)plastics Prevalence, Food Web Interactions, and Toxicity Assessment in Aquatic Organisms: A Review. Front. mar. sci., v. 9, 2022.

BOOS, J. P.; et al. Assessing the Behavior of Microplastics in Fluvial Systems. Water Resour. Res., v. 60-2, 2024.

California State Policy Evidence Consortium (CalSPEC). Microplastics Occurrence, Health Effects, and Mitigation Policies, 2023.

CHEN. Y.; et al. An Overview of Chemical Additives on (Micro)Plastic Fibers. Rev. Environ. Contam. Toxicol., 2022.

CORCORAN, P. L., et al. Factors controlling the distribution of microplastic particles in benthic sediment of the Thames River, Canada. Environ. Sci. Technol., 2019.

COSTA, I. D.; et al. Microplastics in water from the confluence of tropical rivers. Chemosphere, n. 338, 2023. .

COSTA, J. P.; et al. Introduction to the Analytical Methodologies for the Analysis of Microplastics. In: Handbook of Microplastics in the Environment. ROCHA-SANTOS, T. A P., et al. Springer, 2022.

DAELE, M. V.; et al. Mud and organic content are strongly correlated with microplastic contamination in a meandering riverbed. Commun. Earth Environ., vol. 5, 453, 2024.

DEFU, H.; et al. Microplastics in Terrestrial Environments Emerging Contaminants and Major Challenges. In: The Handbook of Environmental Chemistry Vol 95. BARCELÓ, D.; et al. Springer, 2020.

DUAN, L.; et al. The Occurrence of Microplastics Pollution in the Surface Water and Sediment of Lake Chenghai in Southwestern China. Water, 16(18), 2024.

EL HADRI, H., et al. Nanoplastic from mechanically degraded primary and secondary microplastics for environmental assessments. NanoImpact, 17, 2020.

Environmental Institute Of Paraná (IAP). Qualidade das águas dos reservatórios do estado do Paraná. Paraná State Government, 2017.

FRED-AHMADU, O. H.; et al. Interaction of chemical contaminants with microplastics. Sci. Total Environ., v. 706, 2020.

GEROLIN, C. Ret al. Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. Sci. Total Environ., v. 749, 2020.

HASAN, A. K. M.; et al. A review of the neurobehavioural, physiological, and reproductive toxicity of microplastics in fishes. Ecotoxicol Environ Saf. Vol 282, 2024.

HOSSAIN, M. A. R.; et al. Global meta-analysis reveals diverse effects of microplastics on freshwater and marine fishes. Fish and fisheries, 2022.

KUTRALAM-MUNIASAMY, G.; et al. How well-protected are protected areas from anthropogenic microplastic contamination? TrEAC, n. 32, 2021.

LEMOS, C. F.; et al. Assoreamento da represa de Alagados pela contribuição de sedimentos da bacia hidrográfica do alto curso do rio Pitangui/PR. São Paulo, UNESP, Geociências, v. 33, n. 4, p.549-557, 2014.

LI, X.; et al. Occurrence, Bioaccumulation, and Risk Assessment of Microplastics in the Aquatic Environment: A Review. Water, n. 15, 2023.

LUCAS-SOLIS, O., et al. Preliminary assessment of plastic litter and microplastic contamination in freshwater depositional areas. Bull Environ Contam Toxicol, v. 107, p. 45-51, 2021.

LUO, Y.; et al. Characterising microplastics in shower wastewater with Raman imaging. Sci. Total Environ., v. 811, 2022.

MASURA, J.; et al. Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment. United States: Silver Spring, 2015.

MATERIĆ, T.; et al. Nanoplastics measurements in Northern and Southern polar ice. Environ. Res., 2022.

MATHEW, J. T.; et al. Application of Microplastics in Toiletry Products. Microplastic Pollution. Springer, Singapore, 2024.

MATJAŠIČ, T.; et al. Microplastic pollution in small rivers along rural–urban gradients. Sci. Total Environ., 858, 2023.

MELKEBEKE, M. V.; et al. Characteristics and Sinking Behavior of Typical Microplastics Including the Potential Effect of Biofouling. Environ. Sci. Technol. V. 54, 2020.

MOLAZADEH, M.; et al. The role of turbulence in the deposition of intrinsically buoyant MPs. Sci. Total Environ., vol. 911, 10 February 2024.

MUŠIČ, B. Textile industry as a major source of microplastics in the environment. Glob J Ecol 8(2), 2023.

NAYERI, D.; et al. Microplastic abundance, distribution, and characterization in freshwater sediments in Iran: a case study in Kermanshah city. Environ. Sci. Pollut. Res., v. 30, n. 17, p. 49817-49828, 2023.

ORTIZ, S. P. Are bioplastics the solution to the plastic pollution problem? PLOS Biology, n. 21, v. 3, 2023.

PAKBAR H, et al. The effect of pre-microwave irradiation on the floatation of polystyrene, polyethylene terephthalate, and polyvinylchloride using numerous traditional depressants. Progress in Rubber, Vol. 39(4) 307–324, 2023.

Paraná Sanitation Company (SANEPAR). Available at: https://site.sanepar.com.br/. Access in: 11 sep. 2024.

PARVIN, F.; et al. Risk assessment of microplastic pollution in urban lakes and peripheral Rivers of Dhaka, Bangladesh. J. Hazard. Mater., v. 8, 2022.

POHL, F.; et al. Transport and burial of microplastics in deep-marine sediments by turbidity currents. Environ. Sci. Technol., v. 54, n. 7, p. 4180-4189, 2020.

QUEIROZ, L. G., et al. Implications of damming and morphological diversity of microplastics in the sediment from a tropical freshwater reservoir. J. Environ. Chem. Eng., 12(2), 2024.

RAGUSA, A.; et al. Raman Microspectroscopy Detection and Characterisation of Microplastics in Human Breastmilk. Polymers, v. 14, 2022.

RAMKUMAR, M. Microplastics footprints on the earth and their environmental management. 1 ed. Springer, 2020.

RATNAM, S.; et al. Microplastic ingestion of blood cockles (Tegillarca granosa) in Kuala Juru, Pulau Pinang. J. Surv. Fish. Sci., p. 97-115, 2022.

ROCHA, D.C.; et al. Assessment of Aquatic Plants from Alagados Dam, Ponta Grossa-PR. Planta Daninha, Viçosa-MG, v. 29, n. 2, p. 237-246, 2011.

STREMEL, T. R.; et al. Bioaccumulation of Persistent Organic Pollutants in Neotropical Fish Astyanax Altiparanae. Research Square, 2023.

TANG, Y.; et al. A review: Research progress on microplastic pollutants in aquatic environments. Sci. Total Environ., vol. 766, 2020.

URBAN-MALINGA, B.; et al. Response of sediment-dwelling bivalves to microplastics and its potential implications for benthic processes. Sci. Total Environ, v. 769, p. 144302, 2021.

VALENTINE, P. C. Sediment classification and the characterization, identification, and mapping of geologic substrates for the glaciated Gulf of Maine seabed and other terrains. US Geological Survey, 2019.

Water and Sanitation Regulatory Agency (ARAS); Ponta Grossa's Research and Urban Planning Institute (IPLAN). Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB). Ponta Grossa, 2017.

XIA, F.; et al. Effects of seasonal variation and resuspension on microplastics in river sediments. Environ. Pollut., volume 286, 1 October 2021.

ZHANG, F., et al. Direct and indirect effects of micro plastics on bivalves, with a focus on edible species: A mini review. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol., 50, 2019.

ZHANG, X.; et al. Turbidity currents regulate the transport and settling of microplastics in a deep-sea submarine canyon. Geology, 2024.

ÁREA TEMÁTICA:

Qualidade dos Sedimentos em Lagos

5°CIH

PROPOSTA DE UM GRANULÔMETRO DE MICROSCOPIA DE FLUXO COM CIRCUITO FECHADO PARA ESTUDO DA MORFOLOGIA DE FLOCOS

Giovanni Alberto B. Fontanetto[1], Marcelo Di Lello Jordão[2], Marcos Nicolás Gallo[3], Susana Beatriz Vinzon[4]

[1]Universidade Federal do Rio de Janeiro, e-mail: giovanniabf@oceanica.ufrj.br; [2]Universidade Federal do Rio de Janeiro, e-mail: dilello@oceanica.ufrj.br; [3]Universidade Federal do Rio de Janeiro, e-mail: marcosgallo@oceanica.ufrj.br; [4] Universidade Federal do Rio de Janeiro, e-mail: susana@oceanica.ufrj.br

Palavras-chave: Granulômetro; floculação; Microscopia

Resumo

Para que pudesse ser estudada a morfologia de sedimento floculado com óleo foi projetado um granulômetro de imagens de microscopia de fluxo em configuração horizontal. As partes em contato com as amostras são compostas de teflon com conexões de aço inox. A iluminação é do tipo koehler, para obtenção de imagem homogênea e para melhorar a resolução microscópica. Inclui controle dos espectros vermelho, azul, verde, luz branca e do ultravioleta, para fosforescência de óleos. A estrutura foi feita para facilitar a prototipagem óptica, com muitas opções de ajuste e fixação. As imagens resultantes mostram o potencial do aparelho, que almeja observar os flocos formados em um teste de jarros, usando bombeamento peristáltico para transportá-los sem quebra até o ambiente menos turbulento de uma célula de imagem.

Introdução

No desenvolvimento de um modelo numérico 3D de transporte de sedimentos, por exemplo utilizando o software Delft3D-4 FLOW, há a exigência de parâmetros físicos do sedimento para simulações, como velocidade de queda das partículas e morfologia dos agregados formados.

Com o objetivo de obter esses dados sobre o sedimento floculado foi projetado um granulômetro de microscopia de fluxo com circuito fechado, visando dar suporte ao trabalho de modelagem.

A principal motivação para utilização de imagens para estudar morfología de flocos é devido a uma limitação dos granulômetros de difração, que podem não interpretar corretamente o diâmetro dos flocos devido à superficie irregular pseudo fractal e vazios internos, uma vez que assume que as partículas são esferas (Osborn et. al. 2021). Dessa forma, para amostras com conteúdo biológico e ou floculado os granulômetro de imagem podem vir a ser mais adequados. De qualquer forma, como todo equipamento de análise científica, ele possui vantagens e desvantagens, sendo necessário uma série de decisões técnicas sobre a construção do aparelho e sobre o processamento da imagem para lidar com as limitações e erros induzidos pela limitações de instrumentos de medição óptica.

Metodologia

O projeto do granulômetro é composto por: Um perfil de alumínio com perfurações rosqueadas para parafuso m6 a cada 25 mm para prototipagem óptica, cantoneiras com cortes longitudinais (oblongos) para ajuste das peças, uma câmera DSLR Canon Rebel SL3 acoplada a objetiva de microscopia 4x planoacromática (que projeta imagem plana no sensor da câmera) por adaptador open source feito em impressora 3D (11.5cm, rosca RMS para encaixe Canon EF) , uma célula de fluxo com resistência química e a luz ultravioleta, com entradas tipo nipple de aço inoxidável, usinada em teflon com duas janelas opostas de borossilicato fixadas por estruturas externa aparafusada e vedadas com anéis de borracha, um condensador de microscopia de luz transmitida e sua estrutura de ajuste, com capacidade para campo claro, escuro e contraste de fase, um coletor de luz feito com duas lentes e um diafragma, e uma lâmpada led ews440 com luz branca e RGB (red, green, blue) controladas por aplicativo de celular. Dessa forma é utilizada a iluminação koehler, que utiliza o ângulo máximo de abertura da objetiva, garantindo resolução máxima, e focando a imagem da lâmpada antes da amostra, criando uma imagem com iluminação uniforme.

O sistema de iluminação koehler é um padrão atual na microscopia (Sohn, Y. J. et. al. 2006), Apesar da dificuldade de alinhamento, ele permite maior detalhamento do perímetro do floco, essencial para cálculo da dimensão fractal tridimensional, além de facilitar a segmentação dos flocos contra o plano de fundo, devido à iluminação homogênea.

O sensor da câmera utilizada possui resolução de 6000 por 4000 pixels, e enquadra uma imagem de aproximadamente 6mm por 4mm, valor encontrado focando a imagem na coluna de acrílico com um paquímetro submergido, logo a resolução final é de aproximadamente um mícron por píxel.

O formato do arquivo das imagens produzidas é o modo RAW, aonde a informação recebida pelo sensor da câmera é armazenada sem compactação. Dessa forma, é preservada a maior quantidade de informações sobre a morfologia do floco. A desvantagem desse método é que cada imagem ocupa cerca de 30 megabites de memória, de qualquer forma, ainda é possível armazenar por volta de 4200 imagens em um cartão com 128 Gigabytes. Outro fator negativo desse formato é que na marca de câmera utilizada ele possui uma codificação proprietária. Para contornar esse problema é necessária uma rotina de código Python para conversão em formatações mais convenientes, como a TIFF, utilizada no meio científico por não introduzir ruídos na imagem ao compactar o tamanho do arquivo.

O esquema de cores escolhido é o monocromático, porque as câmeras coloridas geram ruído ao calcular as cores no processamento da imagem. Esse erro acontece, pois, para cada 4 pichéis do sensor de uma câmera com cor, há 3 com filtros de passagem para cada um dos espectros RGB (Vermelho, azul e verde) e um sem filtro. A intensidade do fóton que chega a cada um desses pichéis é processada para gerar a cor na imagem, porém esse processo introduz erros que podem ser evitados. O modo monocromático diminui esse erro ao dar o mesmo peso aos pichéis de diferentes cores, gerando uma imagem de forma direta, sem cálculo de cores na imagem. O padrão para muitas áreas científicas são as câmeras completamente monocromáticas, nas quais os sensores não possuem filtros espectrais, mas devido ao custo algumas vezes maior, não foi possível utilizar aparelho desse tipo no momento.

Para testes foi utilizada uma proveta de acrílico de 30x10x3cm no mesmo local onde estará a célula de teflon. Foram utilizadas duas metodologias: Mistura manual e coleta do teste de jarros com pipetas reguladas por peras de sucção.

Na forma final do aparelho a amostra será misturada em um teste de jarros para controle do cisalhamento, passando por uma célula de imagem pela sucção criada por uma bomba peristáltica para depois retornar para o jarro de mistura. Dessa forma as características morfológicas das partículas serão analisadas até que se chegue ao momento de equilíbrio da floculação, onde a agregação e quebra se equalizam e os flocos atingem um diâmetro médio de população estável (Maggi F., 2005). O sedimento utilizado nas análises foi coletado no leito marinho, a 18 m de profundidade, na plataforma continental oceânica do sudeste brasileiro. O tratamento utilizado foi secagem, homogeneização e peneiramento (63 µm). As concentrações de sedimento utilizadas nos resultados são misturadas à 1L de água destilada com 3.6% de cloreto de sódio.

Resultados

Figura 1: Imagem do Granulômetro.

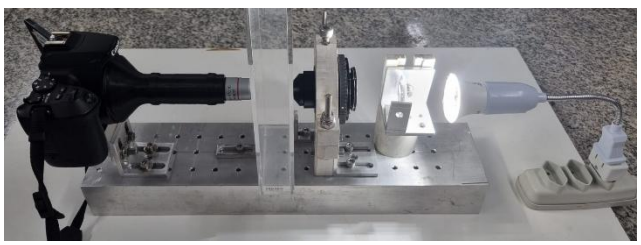


Figura 3: Imagem do Granulômetro com iluminação.

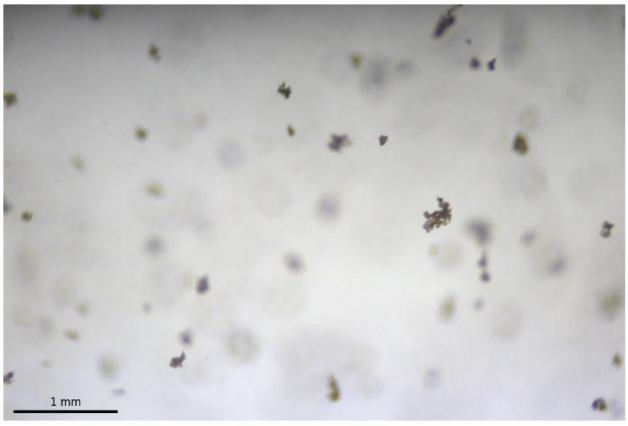


Figura 4: Imagem de flocos, concentração 0.5g/L, G=80/s após 30min.

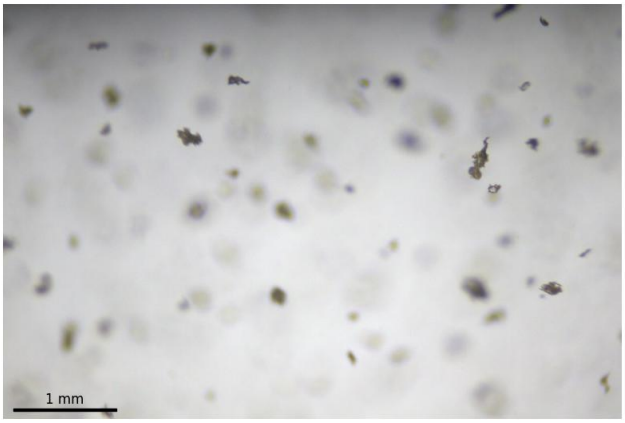


Figura 5: Imagem de flocos, concentração 0.5g/L, G=80/s após 30min.

Pode ser observado que poucos flocos estão totalmente ou parcialmente em foco no plano da imagem. Isso acontece, pois, a profundidade do foco de uma objetiva com magnificação de 4x é de cerca de 50 mícrons. Há também flocos fora de foco, tanto para frente quando para trás da área em foco. Esses fatores introduzem dificuldades para as rotinas em Python que serão utilizadas para processamento da morfologia das partículas na imagem.

Conclusão

Espera-se que com a utilização da célula de fluxo que o número de flocos presentes na área de imagem diminua, mas que a morfologia destes seja mantida através do bombeamento peristáltico menos impactante possível. Assim, melhorando a qualidade das imagens geradas e a complexidade do processamento.

A fixação da óptica através de cantoneiras com cortes longitudinais (oblongos) é suficiente para obter as imagens atuais, mas esperasse que a construção de postes opto mecânicos de prototipagem com impressão 3D ou usinagem de plástico ou alumínio faça com que o alinhamento seja mais rápido e fácil.

Após a fase de prototipagem estar completa, pretende-se construir uma estrutura fixa, onde os instrumentos estejam apoiados em trilhos, cada um com fixações de ajuste no plano transversal ao trilho, da mesma forma que um

microscópio moderno, porém estruturado na horizontal e com fluxo da amostra dentro dele.

Referências bibliográficas

Maggi, F.; 2005. Flocculation dynamics of cohesive sediment. Delft, The Netherlands: Faculty of Civil Engineering and Geosciences, Delft University of Technology.

Osborn, R.; Dillon, B.; Tran, D.; Abolfazli, E.; Dunne, K. B.; Nittrouer, J. A.; Strom, K.; 2021. Flocarazi: An in-situ, image-based profiling instrument for sizing solid and flocculated suspended sediment. Journal of Geophysical Research: Earth Surface, 126(11), e2021JF006210.

Sohn, Y. J.; Barnes, B. M.; Howard, L.; Silver, R. M.; Attota, R.; & Stocker, M. T.; 2006. Köhler illumination for high-resolution optical metrology. Metrology, Inspection, and Process Control for Microlithography *XX* (Vol. 6152, pp. 1236-1244). SPIE.

ÁREA TEMÁTICA:

Reabilitação de Áreas Degradadas

5°CIH

PLANO PARA RECUPERAÇÃO DAS ÁREAS DEGRADADAS NO CONJUNTO HABITACIONAL NOVA CIDADE EM MANAUS/AM

[1]José Francisco Aleixo da Silva

[1]UEA, jfsilva@uea.edu.br

Palavras-chave: Áreas Degradadas; Cj. Nova Cidade; Manaus/AM

Objetivo Geral

Reabilitar as áreas degradas ou alteradas pela ação da chuva ou de águas provenientes de atividades humanas (água servida, etc.). A implantação deste programa tem como objetivo minimizar ou eliminar os efeitos adversos decorrentes das ações da natureza ou intervenções humanas que provocaram alterações no terreno e a sua consequente degradação.

Objetivo Específico

No que diz respeito às obras de estabilização, as metodologias aqui propostas fundamentam-se na busca de soluções simples e adequadas às características do meio técnico local, de modo a propiciar uma otimização na alocação de recursos em obras realmente seguras e econômicas que possam ser implantadas.

Metodologia

Taludes em estado erosivo crítico (drenagem inadequada).
Causa

As obras de drenagem executadas nestes taludes com a função de disciplinar e conduzir as águas superficiais para fora dos seus limites concentraram volumes relativamente grandes de água, e seu lançamento foi feito de forma inadequada sem as medidas necessárias para a dissipação da energia surgindo erosões localizadas.

Estes problemas associados a deficiências do sistema de proteção superficial, provocaram infiltrações nos taludes e na própria plataforma, ocasionando saturação e erosão em sulcos nos taludes dos aterros, que, ao evoluírem, levaram ao escorregamento do material.

Tal situação interferiu diretamente na estabilidade dos taludes, além de atingir os terrenos adjacentes, onde a erosão evoluiu.

Figura 1 - Fonte: Elaborado pelos autores: Avenida Margarita - Quadra 188-A, próximo à Policlínica

Figura 2 - Fonte: Elaborado pelos autores: Rua 163 - Quadra 287 A

Medidas corretivas

Levantamento topográfico das áreas a reabilitar

Fazer topografia das áreas a reabilitar para emprego das soluções de engenharia de modo econômico, simples e mais adequado a topografia local, evitando consequentemente a repetição do problema ou agravamento do mesmo..

Recuperação do talude (retaludamento)

O retaludamento se faz necessário para a estabilização dos taludes, através de mudanças na sua geometria, particularmente através de cortes nas partes mais elevadas, visando regularizar a superfície e, recompor artificialmente condições topográficas para dar maior estabilidade para o material que as constituem.

Cortes do talude

Fazer a remoção do material a partir do topo do talude, para evitar acidentes com deslizamentos quando se descalça a base.

Proceder o corte do terreno de forma escalonado em degraus (bermas ou banquetas)

Seleção e armazenamento prévios da camada superficial do solo das áreas a serem alteradas

Remover a camada superficial de solo ocorrente nas áreas terraplenadas para posterior aproveitamento na recuperação das áreas degradadas.

Instalação de novos dispositivos de drenagem nas áreas alteradas a reabilitar

Instalação de dispositivos de drenagem para contenção de processos erosivos (dreno, canaleta e dissipador de energia) considerando as características de cada área a reabilitar.

Recomposição da camada de solo na superfície do talude

Recobrir as superfícies dos terrenos a serem re-vegetados com a camada superficial de solo ("mistura solo/matéria orgânica") previamente removida e armazenada.

Conformação de taludes
Realizar os acertos de acabamento na superfície e inclinação de taludes, de maneira a que estejam aptos a receber a cobertura vegetal a ser introduzida.

Plantio direto/plantio de grama em mudas
Adubar e realizar o plantio definitivo das espécies selecionadas.

Irrigação e Manutenção
Irrigar as áreas plantadas, na época de seca, durante o primeiro ano do plantio.

Microdrenagem
Prover as vias públicas com drenagem adequada constituída dos elementos básicos tais como: meio-fio, sarjeta, boca de lobo, dissipadores de energia, etc.

TALUDES EM ESTADO EROSIVO CRÍTICO (AUSÊNCIA DE DRENAGEM)
Causa
Não foram executadas obras de drenagem nestes taludes com a função de disciplinar e conduzir as águas superficiais para fora dos seus limites.
Estes problemas associados a deficiências do sistema de proteção superficial, provocaram infiltrações nos taludes e na própria plataforma, ocasionando saturação e erosão em sulcos nos taludes dos aterros, que, ao evoluírem, levaram ao escorregamento do material.

Figura 3 - Fonte: Elaborado pelos autores: Rua 102 e Rua Principal 2

Medidas corretivas
Levantamento topográfico das áreas a reabilitar
Fazer topografia das áreas a reabilitar para emprego das soluções de engenharia de modo econômico, simples e mais adequado a topografia local, evitando consequentemente a repetição do problema ou agravamento do mesmo.

Recuperação do talude (retaludamento) – planta anexa
O retaludamento se faz necessário para a estabilização dos taludes, através de mudanças na sua geometria, particularmente através de cortes nas partes mais elevadas, visando regularizar a superfície e, recompor artificialmente condições topográficas para dar maior estabilidade para o material que as constituem.

Cortes do talude
Fazer a remoção do material a partir do topo do talude, para evitar acidentes com deslizamentos quando se descalça a base. Proceder o corte do terreno de forma escalonado em degraus (bermas ou banquetas).

Seleção e armazenamento prévios da camada superficial do solo das áreas a serem alteradas
Remover a camada superficial de solo ocorrente nas áreas terraplenadas para posterior aproveitamento na recuperação das áreas degradadas.

Instalação de dispositivos de drenagem nas áreas alteradas a reabilitar
Instalação de dispositivos de drenagem para contenção de processos erosivos (dreno, canaleta e dissipador de energia) considerando as características de cada área a reabilitar.

Recomposição da camada de solo na superfície do talude
Recobrir as superfícies dos terrenos a serem re-vegetados com a camada superficial de solo ("mistura solo/matéria orgânica") previamente removida e armazenada.

Conformação de taludes
Realizar os acertos de acabamento na superfície e inclinação de taludes, de maneira a que estejam aptos a receber a cobertura vegetal a ser introduzida.

Plantio direto/plantio de grama em mudas
Adubar e realizar o plantio definitivo das espécies selecionadas.

Irrigação e Manutenção
Irrigar as áreas plantadas, na época de seca, durante o primeiro ano do plantio.

Microdrenagem
Prover as vias públicas com drenagem adequada constituída dos elementos básicos tais como: meio-fio, sarjeta, boca de lobo, dissipadores de energia, etc.

TALUDES EM ESTADO EROSIVO ACENTUADO (REDE DE ÁGUA INADEQUADA).

Causa
As obras de instalação da rede de água foram executadas de forma inadequada, surgindo vazamentos, que provocaram erosões nestes taludes.
Tal situação interferiu diretamente na estabilidade dos taludes, além de atingir os terrenos adjacentes, onde a erosão evoluiu.

Figura 4 - Fonte: Elaborado pelos autores: Avenida Curaçao - Quadra 292

Medidas Corretivas
Análise das regiões em que estão localizadas as áreas a recuperar
Proceder à análise das regiões das áreas degradadas, verificando in loco o problema ambiental, para verificar a melhor maneira para a execução dos serviços e posterior manutenção.

Seleção, mensuração e definição do tipo de uso futuro das áreas a recuperar.
Selecionar as áreas específicas onde serão desenvolvidos os trabalhos de reabilitação, com a re-introdução da cobertura vegetal, da utilização de técnicas de engenharia ou da aplicação conjunta das mesmas.

Recuperação do terreno
A recuperação do terreno consiste nas atividades de: (1) re-conformar os terrenos alterados; (2) recobrir as áreas a reabilitar (valas), com camada superficial de solo previamente armazenada e com substrato isenta de resíduos; (3) instalar dispositivos de drenagem; (4) plantio de gramas típicas da região.

Re-conformação dos terrenos
Execução de aterros
Deverão ser executados aterros nas valas surgidas, pela ação da chuva e das águas servidas saídas das residências, obedecendo-se o estabelecido na ABNT.

Regularização do Sub -Leito
Após a execução da adição de material necessário para atingir o greide de projeto, deve se proceder a uma escarificação geral até a profundidade de 20 cm, seguida de pulverização, umedecimento ou secagem, compactação e acabamento.

Plantio direto/plantio de grama em mudas
Efetuar o plantio direto de grama, através da semeadura direta (a lanço), ou em mudas, no terreno previamente preparado, utilizando as espécies selecionadas segundo os critérios apresentados.

Irrigação e Manutenção dos plantios
Irrigar as áreas plantadas, por meio de carro-pipa ou outro equipamento adequado, na época de seca, durante o primeiro ano do plantio.

Instalação de dispositivos de drenagem
Recuperação de dispositivos de drenagem nas áreas alteradas a reabilitar
Recuperação dos dispositivos de drenagem danificados, instalados como dispositivos de drenagem para contenção de processos erosivos, considerando as características da área a reabilitar.

Recomposição do meio-fio
Deve ser recomposto o meio-fio para proteger o terreno contra efeito da erosão provocada pela ação das águas da chuva e das águas servidas das residências.

ÁREAS DE SERVIDÃO EM ESTADO EROSIVO ACENTUADO

Causa
As obras de drenagem executadas nestas áreas com a função de disciplinar e conduzir as águas superficiais para fora dos seus limites concentraram volumes relativamente grandes de água, e seu lançamento foi feito de forma inadequada sem as medidas necessárias para a dissipação da energia surgindo erosões localizadas.
Tal situação ocasionou grandes erosões nestas áreas, além de atingir os terrenos adjacentes, onde a erosão evoluiu.

Áreas de servidão em estado erosivo acentuado

Figura 5 - Fonte: Elaborado pelos autores: Rua 63 com Avenida Nepal

Medidas Corretivas
Análise das regiões em que estão localizadas as áreas a recuperar
Proceder à análise das regiões das áreas degradadas, verificando in loco o problema ambiental, para verificar a melhor maneira para a execução dos serviços e posterior manutenção.

Seleção, mensuração e definição do tipo de uso futuro das áreas a recuperar.
Selecionar as áreas específicas onde serão desenvolvidos os trabalhos de reabilitação, com a re-introdução da cobertura vegetal, da utilização de técnicas de engenharia ou da aplicação conjunta das mesmas. Nesse processo, dar-se-á ênfase a estas áreas que serão reintegradas à paisagem local.

Recuperação do terreno
A recuperação do tereno consiste nas atividades de: (1) re-conformar os terrenos alterados; (2) recobrir as áreas a reabilitar (valas), com camada superficial de solo previamente armazenada e com substrato isenta de resíduos; (3) instalar dispositivos de drenagem; (4) plantio de gramas típicas da região.

Re-conformação dos terrenos
Execução de aterros
Deverão ser executados aterros nas valas surgidas, pela ação da chuva e das águas servidas saídas das residências, obedecendo-se o estabelecido na ABNT.

Regularização do Sub -Leito
Após a execução da adição de material necessário para atingir o greide de projeto, deve se proceder a uma escarificação geral até a profundidade de 20 cm, seguida de pulverização, umedecimento ou secagem, compactação e acabamento.

Plantio direto/plantio de grama em mudas
Efetuar o plantio direto de grama, através da semeadura direta (a lanço), ou em mudas, no terreno previamente preparado, utilizando as espécies selecionadas segundo os critérios apresentados.

Irrigação e Manutenção dos plantios
Irrigar as áreas plantadas, por meio de carro-pipa ou outro equipamento adequado, na época de seca, durante o primeiro ano do plantio.

Instalação de dispositivos de drenagem
Recuperação de dispositivos de drenagem nas áreas alteradas a reabilitar
Recuperação dos dispositivos de drenagem danificados, instalados como dispositivos de drenagem para contenção de processos erosivos, considerando as características da área a reabilitar.

Recomposição do meio-fio
Deve ser recomposto o meio-fio para proteger o terreno contra efeito da erosão provocada pela ação das águas da chuva e das águas servidas das residências.

ÁREAS DE SERVIDÃO COM FALTA DE ACABAMENTO

Situação atual
Não foram executadas obras de drenagem nestes taludes com a função de disciplinar e conduzir as águas superficiais para fora dos seus limites.

Figura 6 - Fonte: Elaborado pelos autores: Rua 53 Quadra 104; Rua 165 Quadra 304 A

Medidas preventivas
Constatação in loco dos problemas ambientais
Constatar in loco o problema ambiental para verificar a melhor maneira para a execução dos serviços e posterior manutenção.

Conformação de taludes
Realizar os acertos de acabamento na superfície e inclinação de taludes, de maneira a que estejam aptos a receber a cobertura vegetal a ser introduzida.

Instalação de dispositivos de drenagem
Instalação de dispositivos de drenagem para contenção de processos erosivos, considerando as características de cada área a reabilitar. Fazer obras de drenagem para evitar concentração de água sobre o talude (meio-fio, sarjeta, boca de lobo, canaleta, dissipador, poço de infiltração, etc.).

Plantio direto/plantio de grama em mudas
Efetuar o plantio direto de grama, através da semeadura direta (a lanço), ou em mudas, nos taludes previamente preparados, utilizando as espécies selecionadas segundo os critérios apresentados.

Irrigação e Manutenção dos plantios
Irrigar as áreas plantadas, por meio de carro-pipa ou outro equipamento adequado, na época de seca, durante o primeiro ano do plantio.

ÁREA COM OBRAS HIDRÁULICAS INADEQUADAS E COM FALTA DE ACABAMENTO

Causa
As obras de drenagem executadas no igarapé existente no local com a função de disciplinar e conduzir o seu volume de água para fora dos limites dos terrenos, sendo seu dimensionamento feito de forma inadequada sem as medidas necessárias para a dissipação do volume de água, agravando-se no período chuvoso.

Melhorias de Obras Hidráulicas

Figura 7 - Fonte: Elaborado pelos autores: Igarapé Rua Secundária 7, próximo ao Sítio Arqueológico

Medidas Corretivas
Levantamento topográfico da área a reabilitar
Fazer topografia da área a reabilitar para emprego das soluções de engenharia de modo econômico, simples e mais adequado a topografia local, evitando consequentemente a repetição do problema ou agravamento do mesmo.

Medições
Obtenção da precipitação pluviométrica na região para obtenção do NA e vazão máxima do igarapé existente na região. As vazões a serem calculadas para dimensionamento das galerias de águas pluviais dependem do período de retorno da chuva de projeto.

Áreas verdes
As baixadas podem dar origem a excelentes áreas verdes, pois os requisitos da prevenção de inundações são perfeitamente coerentes com tal uso. Como são áreas frequentemente inundáveis, e pouco valorizadas em geral é viável a sua aquisição pela administração pública.

Redimensionamento das obras hidráulicas
De acordo com o estabelecido anteriormente redimensionar o bueiro existente no local, para que ele tenha a eficiência

necessária. Para isto se faz necessário observar: cotas do fundo, diâmetro, limitação da carga hidráulica a montante, saída do bueiro, declividade mínima e tipo de material.

Resultados Esperados

Reabilitar as áreas degradas ou alteradas pela ação da chuva ou de águas provenientes de atividades humanas (água servida, etc.).
No que diz respeito às obras de estabilização, a metodologia aqui proposta fundamenta-se na busca de soluções simples e adequadas às características do meio técnico local

Conclusões e Recomendações

Após o início do projeto deve ser feita, periodicamente, análise dos resultados obtidos, visando o aperfeiçoamento do projeto tanto das obras de engenharia como também da segurança das residências nas áreas adjacentes aos taludes.

Referências Bibliográficas

BRASIL. INSTITUTO DE PESQUISA TECNOLÓGICA. (2007). Mapeamento de riscos em encostas e margens de rios. Brasília: Ministério das Cidades. 2007. 176 p.

DE PLOEY e GABRIELS apud GUERRA, A.J.T. (1996) Processos Erosivos nas Encostas.

FLÁVIO J. LUIZÃO & HERALDO L. VASCONCELOS, Floresta Tropical Úmida – Manaus,

LOUREIRO, A. A. 2002. Guia das unidades de conservação ambiental do Município de Manaus. SEDEMA.

MANZIONE, R.L. Análise de Riscos de Desastres Naturais em Ambientes Urbanos. In: PURINI, Sérgio Roberto de Moura. Programa educacional Jc na escola: promovendo a leitura: **JC na Escola - Ciência**; organizado por Sérgio Roberto Purini e outros. Bauru; JC; São Paulo: FEBAB, 2011.

ONODERA, L,T. **O uso de gabiões como estrutura de contenção.** 2005. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Civil Com ênfase Ambiental, Engenharia Civil, Universidade Anhembi Morumbi, São Paulo, 2005.

Organização Pan-Americana da Saúde. 2015. Ministério da Saúde (BR). Desastres naturais e saúde no Brasil. Brasília, OPAS, 56 p

PISANI, M. A. J. Gestão de riscos urbanos e a habitação social no Brasil. In: Gestão Urbana e Sustentabilidade. Editores: Arlindo Philippi Jr e Gilda Collet Bruna. 1. Ed. São Paulo: Manole, 2019.

SALATI, E. (1978) - Origem e distribuição das chuvas na Amazônia. Interciência. 3(4): 200206.

SANTOS, Jucelino Batista, Impacto Ambiental do aterro controlado da Cidade de Manaus sobre os recursos hídricos da sua área de influência direta (Dissertação de Mestrado). Manaus.

Universidade do Amazonas/Centro de Ciências do Ambiente, 2001.

SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL (CPRM). 2001. Mapa hidro-geológico da cidade de Manaus.

Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Brasília: Embrapa -SPI; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006.

TUCCI, C.E.M. (Org.) (2002) *Hidrologia: ciência e aplicação*. 2. ed. Porto Alegre: Editora UFRGS: ABRH, 2002. 942 p. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos; v.4).

ESTIMATIVA DE PERDA DE SOLO POR PROCESSOS EROSIVOS EM PARCELAS DE MONITORAMENTO UTILIZANDO PINOS DE EROSÃO EM ÁREA DE REABILITAÇÃO AMBIENTAL NO SUL DE SANTA CATARINA

Gabriel da Silva Souza[1], Sérgio Luciano Galatto[2], Ives Fiegenbaum[3], Bruna Borges da Rocha[4], Álvaro José Back[5], Fabiano Cardoso de Souza[6], Geovani De Costa[7], Marlon Colombo Hoelzel[8]

[1]Universidade do Extremo Sul Catarinense, e-mail: eng.agrimensorgabriel@gmail.com; [2]Universidade do Extremo Sul Catarinense, e-mail: sga@unesc.net; [3]Universidade do Extremo Sul Catarinense, e-mail: ives@unesc.net; [4]Universidade do Extremo Sul Catarinense, e-mail: brubdr@unesc.net; [5]Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri), e-mail: ajb@epagri.sc.gov.br; [6]Universidade do Extremo Sul Catarinense, e-mail: fabianosouza47@unesc.net; [7]Serviço Geológico do Brasil (SGB), Superintendência Regional de Porto Alegre (SURED-PA), Núcleo de Apoio de Criciúma (NUMA), e-mail: geovani.costa@cprm.gov.br; [8]Serviço Geológico do Brasil (SGB), Superintendência Regional de Porto Alegre (SURED-PA), Núcleo de Apoio de Criciúma (NUMA), e-mail: marlon.hoelzel@cprm.gov.br

Palavras-chave: solo; erosão; condutividade hidráulica.

Resumo

O entendimento das dinâmicas que envolvem a perda de solos por processos erosivos vem ganhando espaço no meio científico devido a ocorrências de danos socioambientais de degradação. Este estudo teve por objetivo avaliar a camada de solo construída em uma área de recuperação ambiental por meio do monitoramento da permeabilidade e da erosão laminar. A avaliação da permeabilidade do solo in situ foi realizada utilizando o equipamento Aardvark, enquanto que o monitoramento da erosão laminar ocorreu por meio de medições sistemáticas com RTK. Os resultados dos ensaios de permeabilidade nas estações amostrais durante as campanhas de monitoramento indicaram aumento do grau de permeabilidade do solo (entre 2,00 x 10^{-5} a 2,20 x 10^{-9} m/s). Enquanto que as medições de ganho e perda de solo oscilaram entre as estações amostrais no período de monitoramento. As informações obtidas permitem acompanhar a evolução da estabilidade da camada de solo.

Introdução

O solo é um recurso imprescindível para a qualidade de vida e sobrevivência dos seres vivos, com a produção de alimentos, regularização do clima, entre outras funções diretas e indiretas (Bertol et al., 2016). Lepesch (2010) descreve que solo pode ser entendido como um composto complexo encontrado na superfície da crosta terrestre, servindo de suporte físico para ecossistemas, dentre esses as plantas, animais e outros seres vivos. Juntamente com a água e o ar, o solo é um elemento primordial para a manutenção da vida, pois é fundamental para biodiversidade da sua biota, na infiltração e controle de escoamento da água, e na disponibilidade de sustentação e nutrição para plantas (Corrêa, 2016).

Wadt et al. (2003) descrevem que os processos erosivos são uma das formas de modificação do relevo que atuam diretamente sobre o solo, que consequentemente causam a perda desse recurso. Dessa forma, a erosão propicia a retirada da camada superior do solo, onde estão presentes as maiores concentrações de nutrientes e matéria orgânica, sendo esta considerada uma das principais formas de degradação do solo, com destaque para suas consequências à agricultura.

Na literatura acadêmica, vários trabalhos destacam que os processos erosivos são ocorrências naturais que agem sobre os solos e rochas para modificação do relevo. Estes podem ser traduzidos como a desagregação, transporte e deposição de partículas do solo pelas águas, ventos ou geleiras, sendo que a primeira tem maior destaque devido a sua abrangência (Araujo et al., 2013; Bertoni e Lombardi Neto, 1999).

Carvalho et al. (2002) relatam que um dos processos que ocasionam grande degradação dos solos é a erosão resultante da ação das águas. Esta decorre do efeito integrado da energia do impacto das gotas de água da chuva e da energia cinética do escoamento superficial, que causam inicialmente a desestruturação de agregados, seguida do arraste do sedimento e sua deposição em áreas mais baixas. Na mesma linha, Silva et al. (2021) descrevem que os solos sujeitos a erosão hídrica apresentam perda da eficiência produtiva, uma vez que ocorre a remoção dos horizontes mais férteis; a modificação dos habitats da microfauna edáfica e o transporte de sedimentos e nutrientes pelo escoamento laminar, acabam sendo depositados na calha das redes de drenagem da bacia hidrográfica.

Segundo dados da FAO (2015), cerca de 33% dos solos do mundo são considerados degradados por diversos fatores, sendo que na América Latina esse percentual aumenta para 50%. Ainda segundo a FAO (2015), apenas a erosão é responsável pela perda de 25 a 40 bilhões de toneladas de solo por ano, reduzindo drasticamente a produtividade agrícola, a capacidade de armazenamento de água e nutrientes, bem como a segurança alimentar.

Entender a dinâmica do solo e dos agentes causadores da

erosão e quantificar as perdas de solos por erosão são fatores para estabelecimento de medidas que promovam o equilíbrio entre as atividades antrópicas, especialmente as agrícolas (Costa et al., 2018; Duarte et al., 2017; Yu et al., 2022), uma vez que há aumento da vulnerabilidade de muitas áreas à erosão com o avanço das mudanças climáticas (Raj et al., 2022).

Na Bacia Carbonífera Catarinense (BCC), localizada no sul do estado de Santa Catarina, a atividade mineira passou a se destacar pela produção de carvão mineral, especialmente a partir de 1940. Com o passar dos anos as áreas de extração de carvão foram abandonadas, tornando-se em passivos ambientais, muitas vezes por falência das empresas ou por outros motivos que acarretaram o encerramento das atividades.

Devido aos problemas de abandono das áreas de passivo de mineração, foi proferida uma Ação Civil Pública (ACP) empresas carboníferas de Santa Catarina e a União à recuperarem as áreas degradadas da exploração de carvão mineral no sul do estado catarinense (UNESC, 2010). Buscando atender as exigências do MPF, a União, por meio do Ministério de Minas e Energia (MME), assumiu as áreas de passivo ambiental, delegando ao Serviço Geológico do Brasil (SGB) / Companhia de Pesquisas e Recursos Minerais (CPRM) a executar os Planos de Recuperação de Área Degradada (PRAD) das áreas da Ex-Carbonífera Treviso S. A. (1.000,09 hectares) e da Companhia Brasileira Carbonífera Araranguá (CBCA) (cerca de 129,54 hectares de mineração em subsolo e 71 hectares de mineração em superfície) (SGB/CPRM, 2024).

Dentre o conjunto de áreas a serem recuperadas, tem-se a Área III (Rio Pio) pertencente à Ex-Carbonífera Treviso S. A., impactada pela lavra à céu aberto, ocupando em superfície 120,75 ha, localizada na sub-bacia dos rios Pio e Mãe Luzia, na bacia hidrográfica do rio Araranguá. A execução do PRAD desta área ocorreu entre os anos de 2017 à 2019, e desde 2021 vem sendo monitorada por meio da evolução da qualidade dos recursos hídricos, do solo construído, dos efeitos de processos erosivos, da vegetação introduzida e do retorno da fauna.

Nesta perspectiva objetivou-se compreender as dinâmicas envolvidas com as perdas de solo em áreas declivosas e de preservação permanente na Área III (Rio Pio), utilizando parcelas de monitoramento com pinos de erosão e a determinação da condutividade hidráulica na camada de solo construído. Essas informações permitiram aos profissionais envolvidos avaliar a eficácia das ações do PRAD executado, bem como ajustar as ações previstas nas demais áreas a serem recuperadas.

Materiais e métodos

Monitoramento da erosão laminar

O monitoramento da erosão laminar na área de estudo foi realizado por meio da mensuração sistemática do processo erosivo, com registro de dados em intervalos pré-definidos. Foram instalados “Pinos de erosão”, em nove estações de monitoramento (Figura 1). As estações foram instaladas em regiões declivosas e em áreas de preservação permanente, previamente selecionadas no PRAD, com pequenas modificações na localização.

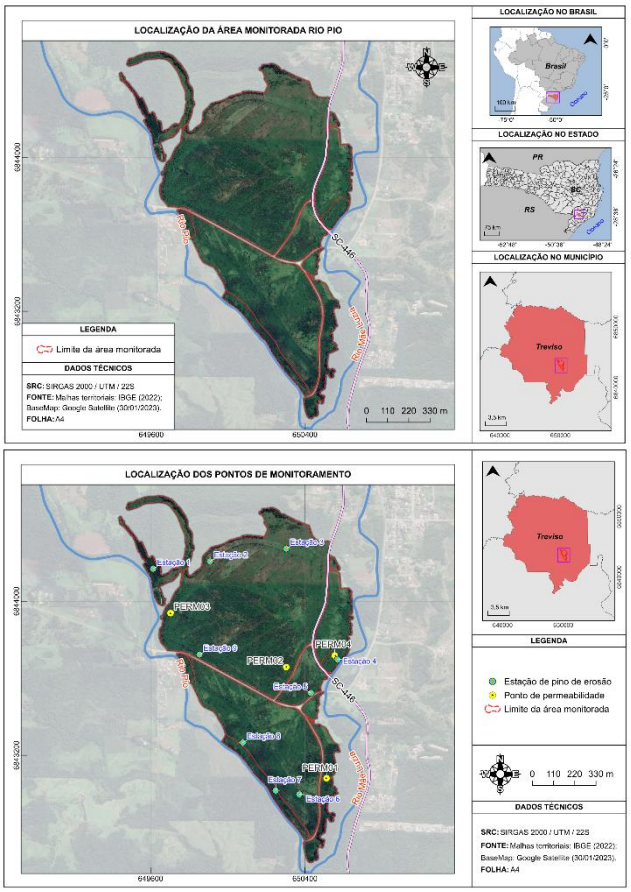


Figura 1: Localização da Área III (Rio Pio). Estações de monitoramento dos pinos de erosão e de condutividade hidráulica.

Os pinos de erosão são compostos por segmentos de vergalhões de 30 cm de comprimento e uma polegada de diâmetro (Figura 2). Estes foram inseridos na camada de solo construído até a profundidade de 15 cm, deixando 15 cm exposto acima da superfície do solo. Cada estação de monitoramento foi composta por 30 pinos de erosão. Estes foram posicionados com espaçamento de 10 em 10 m, compondo três filas com 10 pinos em cada, sendo que cada estação possui 1.800 m².

Figura 2: Exemplares de pinos de erosão instalados nas estações de monitoramento.

Para o processo de medição, instalou-se dois marcos geodésicos na área de estudo. Para leitura da altura do solo em relação ao Datum Vertical (Marégrafo de Imbituba/SC), estabeleceu-se padrões para execução: i) ponto inicial para leitura foi pré-definido para todas as estações; ii) posição de apoio da haste do Real-Time Kinematic (RTK) foi pré-definida, sendo sempre instalada no lado superior do pino,

em relação ao talude. A haste foi sempre apoiada em uma placa de metal, para evitar que houvesse diferenças na leitura em função das características físicas do solo. A camada do solo ao lado dos pinos foi georreferenciada quanto às coordenadas e altitude em relação ao Datum Vertical.

Na 1ª campanha de monitoramento foram instalados os pinos de erosão e realizou-se a leitura da altura do solo ao Datum Vertical. Foram realizadas sete campanhas iniciando em dezembro de 2021 (1ª campanha) e findando em dezembro de 2024 (7ª campanha).

Em cada campanha realizou-se as leituras da altitude do solo e verificou-se a diferença entre as campanhas, permitindo assim estimar a ocorrência de perdas de solo. Cabe destacar que os dados obtidos em cada uma das sete campanhas de monitoramento foram comparados com os dados iniciais, obtidos no momento da instalação dos pinos de erosão (jun/21).

Para o cálculo do volume de solo movimentado entre as campanhas, foi utilizado o software Auto Cad. Civil 3d. Primeiramente foram inseridos os dados obtidos no momento da instalação dos pinos de erosão e criado uma superfície de triangulação das áreas das estações. Posteriormente foi realizado o mesmo procedimento para todas as sete campanhas. Uma superfície é uma representação geométrica, tridimensional, de um terreno existente ou projetado, assim, tendo gerado as duas superfícies, estas foram sobrepostas para comparação das altimetrias e gerado uma superfície da junção entre ambas. Em seguida foi realizado o cálculo do volume utilizando as diferenças altimétricas entre cada campanha.

Determinação da condutividade hidráulica saturada

A permeabilidade do solo é representada pela condutividade hidráulica e expressa a facilidade ou dificuldade que a água movimenta no seu interior. Os ensaios de permeabilidade foram conduzidos para quatro pontos distintos no campo, denominados de PERM01 (APP Rio Mãe Luzia), PERM02 (APP Rio Mãe Pio), PERM03 e PERM04 (áreas destinadas para instalação de condomínio industrial), realizados entre dezembro de 2021 a dezembro de 2024, totalizando sete campanhas semestrais. Foi utilizado o método *in situ*, com o permeâmetro de carga constante Aardvark. Ao longo do ensaio, a profundidade de água no furo de sondagem não altera, permanecendo constantes as condições de medição, onde a taxa de percolação de água no solo, corresponde à água infiltrada nas laterais e na base do furo de sondagem. O Aardvark baseia-se na aplicação direta da Lei de Darcy e mede-se a vazão de água em estado estacionário (Q) sob carga constante (H) no fundo de um furo cilíndrico de raio (r). O modelo utilizado permite determinar a condutividade hidráulica saturada (Ksat) do solo utilizando o modelo de Glover (desenvolvido por RE Glover) (Zangar, 1953), conforme Eq. (1).

$$Ksat = Q/A \quad (1)$$

Onde: Ksat é a condutividade hidráulica saturada, *Q* é a taxa de fluxo constante de água no solo, *A* um fator obtido pelo modelo de Glover (Eq. 2).

$$A = 2\pi H2/[sinh - 1(H/r) - (1 + r2/H2)1/2 + (r/H)] \quad (2)$$

O permeametro Aardvark (Figura 3) é capaz de realizar medições confiáveis e repetíveis automaticamente e por longos períodos, tornando o instrumento adequado para medir a Ksat em condições de laboratório e de campo (Theron; Le Roux, 2010).

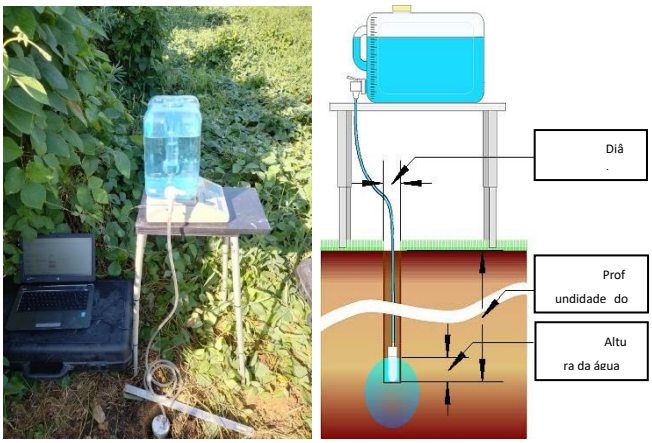


Figura 3: Configuração e arranjo do permeâmetro Aardvark.

O procedimento para o ensaio com o permeâmetro Aardvark, consiste em: a) preparação do furo de sondagem utilizando um trado holandês, com no mínimo 20 cm de profundidade e 10 cm de diâmetro; b) realização da escovação do furo com escova de cerdas duras para eliminar as paredes lustrosas feitas pelo trado; c) montagem do equipamento; d) execução do teste com medição de vazão (saída de água do reservatório), em intervalos de 60 segundos, por até 60 minutos; e) término do ensaio quando a taxa de infiltração de água no solo não altera ao longo de várias leituras consecutivas.

A *Ksat* é calculada a partir da taxa de fluxo constante, sendo que os resultados dos ensaios são classificados conforme os graus de permeabilidade propostos por Terzaghi et al. (1966) (Tabela 1).

Tabela 1: Classificação dos valores de permeabilidade

Grau de permeabilidade	K_{sat} (m/s)
Alto	$> 10^{-3}$
Médio	10^{-3} a 10^{-5}
Baixo	10^{-5} a 10^{-7}
Muito Baixo	10^{-7} a 10^{-9}
Praticamente impermeável	$< 10^{-7}$

Resultados e discussões

Monitoramento dos pinos de erosão

O monitoramento da variação do solo nas nove estações (Tabela 2), realizado entre dezembro de 2021 e dezembro de 2024, apresentou variações relacionadas a ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) de camada de solo. As variações observadas nos saldos de solo foram correlacionadas com os índices de precipitação pluviométrica acumulada nos seis meses e no mês anterior a cada campanha de monitoramento.

Tabela 2: Saldo de solo (m³) nas estações de monitoramento, representando as variações de perda (valores negativos) e ganho (valores positivos) de solo, correlacionados aos índices de precipitação pluviométrica acumulada nos últimos seis meses e no mês anterior a cada campanha.

	Estações									Precipitação Acumulada (mm)	
Camp.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	6 meses	1 mês
1	N.M.	13,20	101,10	36,53	-5,36	-67,72	-32,20	19,25	110,81	519,4	72,0
2	10,36	-35,68	64,98	0,43	-9,10	-56,64	-29,79	3,14	95,25	842,6	241,8
3	73,62	-60,09	-25,60	-49,14	-3,98	11,09	-14,02	-11,17	-11,51	744,0	140,6
4	216,57	128,06	-30,52	-65,43	-3,80	9,92	5,23	-30,57	-12,70	677,2	108,6
5	116,67	-0,37	-98,38	-67,64	-29,29	12,91	-18,43	-72,47	-91,55	1086,2	123,0
6	5,06	1,15	-107,79	-82,50	-22,19	-3,67	-21,76	-54,98	-91,55	1097,6	204,2
7	24,92	-58,27	-102,63	-58,80	-31,43	7,58	-15,93	-51,81	-87,89	719,0	129,4

N.M: Não monitorado; Cor laranja perda de solo; Cor verde ganho de solo.

As análises dos saldos de solo nas nove estações indicam comportamento espacial e temporal distinto ao longo das sete campanhas de monitoramento. De forma geral, observa-se predominância de perda de solo, o que está de acordo com a literatura sobre áreas em processo de reabilitação ambiental com solos expostos ou vegetação ainda em regeneração inicial (Germano et al., 2021; Santos, 2020).

As estações 3, 4, 5, 7, 8 e 9 apresentaram uma tendência predominante de perda de solo ao longo das campanhas, indicando áreas mais suscetíveis à erosão hídrica. Por outro lado, as estações 1, 2 e 6 demonstraram episódios significativos de ganho de solo, especialmente na quarta e quinta campanha, sugerindo deposição de sedimentos nessas parcelas. Esse padrão pode estar relacionado à topografia local (posições em cotas mais baixas), à estrutura da vegetação (maior cobertura em algumas parcelas), ou mesmo à presença de obstáculos naturais ou antrópicos que favoreçam a deposição.

Os episódios de maior perda de solo estão associados, em geral, a valores elevados de precipitação acumulada. Na segunda campanha, com 842,6 mm de chuva nos últimos seis meses e 241,8 mm no último mês, houve expressiva perda de solo em estações como a 2, 5, 6 e 7. Na quinta campanha, com 1.086,2 mm acumulados e 123 mm no último mês, registrou perdas severas nas estações 3, 4, 5, 7, 8 e 9. Esses dados corroboram com estudos na literatura, a exemplo de Macedo et al. (2014), que apontam a correlação entre chuvas intensas e o aumento da taxa de erosão em áreas expostas ou em recuperação. No entanto, chuvas isoladamente não explicam todo o comportamento. A sétima campanha, por exemplo, com chuva de 719 mm nos últimos 6 meses, e de 129,4 mm no último mês, apresentou perda acentuada nas estações 2, 3, 4, 5, 7, 8 e 9, o que pode estar mais associado ao estado degradado da cobertura vegetal, declividade ou compactação do solo, conforme indicado por De Maria et al. (2012). Destaca-se também que a erosividade das chuvas depende da intensidade e quantidade precipitada. Alguns eventos extremos de chuva podem representar grande parte da erosão gerada ao longo do ano. Back (2023) apresenta valores médios de erosividade das chuvas para todos municípios Brasileiros, em que para Treviso a erosividade média é de 5037 MJ mm ha^{-1} ano^{-1}, que pode ser classificada como média erosividade (Back, 2020).

Comportamento da *Ksat*

A maior permeabilidade pode estar relacionada à atividade biogênica e a presença de raízes finas na superfície da camada do solo (Bernardo, 2022). Estas duas situações podem ter contribuído para uma maior permeabilidade superficial dos ensaios realizados nas duas primeiras campanhas, uma vez que tanto as raízes como as biotas podem ter contribuído para a formação de bioporos que funcionam como canais condutores de água por meio de caminhos preferenciais de percolação.

Os resultados dos ensaios de permeabilidade na 1ª campanha de monitoramento classificaram o solo com uma *Ksat* alta, variando de $1{,}1x10^{-5}$ m/s (PERM03) a $7{,}1x10^{-6}$ m/s (PERM02). Na 2ª campanha observa-se comportamento similar (*Ksat* alta), variando de 3,1 x 10^{-6} m/s (PERM01) a 5,5 x 10^{-6} m/s (PERM03). Esses valores indicam que a camada de 50 cm de material argiloso colocada sobre os estéreis de mineração associado a cobertura vegetal estava em processo de acomodação. Na 3ª campanha junto ao PERM01 (2,2 x 10^{-9} m/s) e no PERM02 (2,2 x 10^{-8} m/s) obteve-se *Ksat* com classificação baixa, enquanto no PERM03 (2,6 x 10^{-6} m/s) foi alta, e no PERM04 muito baixa (3,7 x 10^{-9} m/s). Na 4ª campanha apenas o PERM04 apresentou *Ksat* alta (1,3 x 10^{-6} m/s), enquanto nas demais estações todas apresentaram *Ksat* baixa. Da 5ª a 7ª campanha os ensaios classificaram o solo com *Ksat* baixa a muito baixa. Portanto, a camada de solo construída permite inibir a infiltração de água da chuva aos estéreis de mineração, que quando em contato com a água ou o oxigênio acidificam, produzindo drenagem ácida de mina (Galatto et al. 2007). A Figura 5 mostra os resultados obtidos da *Ksat* durante as campanhas de monitoramento.

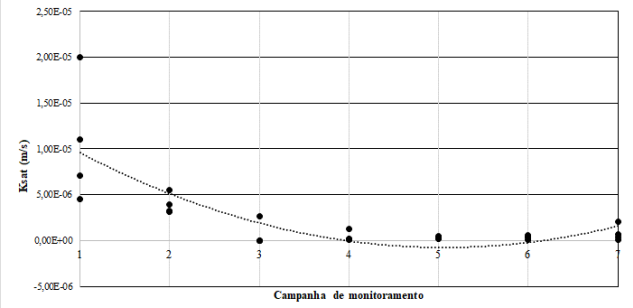


Figura 5: Variação da *Ksat* nas estações amostrais.

A construção do solo na Área III (Rio Pio) consistiu numa camada de materiais argilosos não compactados depositados na superfície de toda a área recuperada, sendo aplicados insumos para correção da acidez e melhoria dos níveis de fertilidade química e física do solo, e assim possibilitar a sustentação da vegetação implantada.

Segundo Bicalho et al. (2015), a determinação do coeficiente de permeabilidade em solo é dependente da forma, quantidade, distribuição e continuidade dos poros preenchidos com água, ou seja, do valor do índice de

vazios do solo e da distribuição dos poros presentes no solo. Portanto, a condutividade hidráulica é proporcional ao volume de vazios efetivamente disponível para o fluxo da água.

Comentários finais

Constatou-se grandes variações da permeabilidade entre as duas primeiras e as demais campanhas de monitoramento na camada de solo construída com materiais argilosos atribuídas, em parte, à gênese e à evolução do solo local.
Os resultados obtidos no monitoramento dos pinos de erosão indicam que, embora o processo de reabilitação ambiental esteja em curso, ele ainda não foi suficiente para estabilizar completamente o solo em muitas parcelas. A persistência da perda de solo em várias estações evidencia a necessidade de intervenções adicionais, como por exemplo, reforço da cobertura vegetal com espécies nativas de crescimento rápido.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer ao Serviço Geológico do Brasil/Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (SGB/CPRM) pelo apoio recebido.

Referências bibliográficas

Araújo, G.H.S.; Almeida, J.R.; Guerra, A.T.; 2013. Gestão ambiental de áreas degradadas. Ed. 9. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil.

Back, Á.J. 2023. Estimativas de perdas de solo por erosão hídrica por meio da Equação Universal de Perdas de Solo. **F**lorianópolis: Epagri, 80p. (Epagri. Boletim Técnico, 210)

Back, Á.J. 2020. Informações climáticas e hidrológicas dos municípios catarinenses (com programa HidroClimaSC). Florianópolis: Epagri, 2020. 157p.

Bernardo, I.P. 2022. Variação da condutividade hidráulica saturada sob cobertura de floresta secundária inicial e herbácea-arbustiva: subsídios a compreensão dos mecanismos deflagradores dos movimentos gravitacionais de massa, Nova Friburgo/RJ. Monografia. Rio de Janeiro. Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Bertoni, J.; Lombardi Neto, F. 1999. Conservação do solo. São Paulo: Ícone, 355p.

Bertol, O.J. 2016. Manejo e conservação do solo e da água. In: Série de Cadernos Técnicos da Agenda Parlamentar. Curitiba: CREA-PR.

Bicalho, K.V.; Machado, S.L.; Gerscovich, D.M.S. 2015. Condutividade hidráulica e fluxo em solos não saturados in: solos não saturados no contexto geotécnico. ResearchGate, pp. 403-438. p10.4322/978-65-992098-3-3.cap13

Carvalho, D.; Montebeller, C.; Cruz, E.; Ceddia, M.; Lana, A. 2002. Perda de solo e água em um argissolo vermelho amarelo, submetido a diferentes intensidades de chuva simulada. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, 6, (3), pp. 385-389.

Corrêa, E.A. 2016. Perdas de solo e índices de vegetação: proposta metodológica para a determinação do fator C (MEUPS) em pastagens e cana-de-açúcar. Tese de Doutorado. (Doutorado em Geografia). Rio Claro, Universidade Estadual Paulista. http://hdl.handle.net/11449/134340

Costa, T.; Iwata, B.; Toledo, C.; Coelho, J.; Cunha, L.; Clementino, G.; Leopoldo, N. 2018. Dinâmica de carbono do solo em unidade de conservação do Cerrado Brasileiro sob diferentes fitofisionomias. Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental, 7, pp. 306-323.

De Maria, I.C.; Lombardi Neto, F.; Bacchi, O.O.S. (2012). Perdas de solo e água por erosão em diferentes sistemas de manejo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 36(1), 245-253.

Duarte, T.E.; Angeoletto, F.H.; Correa-Santos, J.W.; Leandro, D.; Copetti-Bohrer, J.F.; Vacchiano, M.C.; Leite, L.B. 2017. O papel da cobertura vegetal nos ambientes urbanos e sua influência na qualidade de vida nas cidades. Desenvolvimento em Questão, 15 (40), pp. 175-203. https://doi.org/10.212527/2237-6453.2017.40.175-203

Food And Agriculture Organization Of The United Nations (FAO). 2015. Status of the World's Soil Resources. Roma: ITPS.

Galatto, S.L.; Lopes, R.P.; Back, A.J.; Bif, D.Z.; Santo, E.L. 2007. Emprego de coberturas secas no controle da drenagem ácida de mina: estudos de campo. Engenharia Sanitpária e Ambiental, v. 12(2), pp. 229-236. https://doi.org/10.1590/S1413-41522007000200014

Germano, R.; Silva, M.L.N.;& Oliveira, A.H. 2021. Eficiência de práticas conservacionistas na redução da erosão em áreas degradadas. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Viçosa.

Lepsch, I.F. 2010. Formação e Conservação dos Solos. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 178p.

Macedo, R.L.G.; Souza, M.D.; Silva, M.A.S. (2014). Chuvas intensas e perdas de solo: implicações para o manejo sustentável. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Estadual de Maringá.

Raj, A.D.; Kumar, S.; Sooryamol, K.R.; 2022. Modelling climate change impact on soil loss and erosion vulnerability in a watershed of Shiwalik Himalayas. Catena, 14, 10629. https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106279

Santos, G.R. 2020. Monitoramento de processos erosivos em áreas de restauração florestal: estudo de caso no sul de Minas Gerais. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras.

Serviço Geológico do Brasil. Companhia de Pesquisas e Recursos Minerais (SGB/CPRM). Recuperação de Áreas Degradadas por Carvão na Bacia Carbonífera de Santa Catarina. Disponível em: https://www.sgb.gov.br/publique/Gestao-Territorial/Acoes-Especiais/Recuperacao-de-Areas-Degradadas-por-Carvao-na-Bacia-Carbonifera-de-Santa-Catarina-5401.html. Acesso em: 15 maio, 2025.

Silva, C.; Andrade, M.; Aquino, L.; Filho, L.; Ribeiro Filho, J.; Oliveira Júnior, H. 2021. Temporal dynamics of soil susceptibility to erosion in semiarid watersheds. Acta Scientiarun. Agronomy, v. 43, e51378. https://doi.org/10.4025/actasciagron.v43i1.51378

Terzaghi, K.; Peck, R.B.; Mesri, G. 1966. Soil Mechanics in Engineering Practice. New York: John Wiley and Sons. 534 p.

Theron, E.; Le Roux, P.A.L. 2010. Evaluation of Aardvark Constant Head Soil Permeameter to Predict Saturated Hydraulic Conductivity. Irrigação Sustentável, v. 134.

Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC); 2010. Planos de Recuperação de Áreas Degradadas pela mineração de carvão, no Estado de Santa Catarina, correspondentes às áreas da Ex-Treviso S.A., de responsabilidade da União.

Zangar, C.N. 1953. Teoria e problemas de percolação de água. Denver, Colorado. Monografias de engenharia nº 8. Departamento do Interior dos Estados Unidos, Bureau of Reclamation.

Wadt, P.G.S. 2003. Práticas de conservação do solo e recuperação de áreas degradadas. Rio Branco: Embrapa Acre.

Yu, H.; Adu-Gyamfi, J.; Oshunsanya, S.; Chappell, A.; Liu, W.; Zheng, Y.; Xue, T.; Heng, L. 2022. Novel sediment source fingerprinting quantifying erosion-induced total nitrogen and total phosphorus outputs from na intensive agricultural catchment, North China. International Soil and Water Conservation Research, 11 (3), pp. 494-506. https://doi.org/10.1016/j.iswer.2022.10.006.

INTERVENÇÕES COSTEIRAS NA ORLA DE GUARATUBA (PR): APLICAÇÃO DE ESPIGÕES E ENGORDA ARTIFICIAL COMO ESTRATÉGIAS DE CONTROLE EROSIVO

Gustavo Pacheco Tomas[1], Philipe Ratton[2], João Claudio Martins Cassar[3], Nathan Pacheco Amin Vieira da Costa[4]

[1]Universidade Federal do Paraná, e-mail: gustavotomas@ufpr.br; [2]Universidade Universidade Livre do Meio Ambiente, e-mail: philipe_ratton@hotmail.com; [3]Aquamodelo Engenharia, e-mail: joaocassar@aquamodelo.com.br; [4]Universidade Federal do Paraná, e-mail: Nathan12pacheco@gmail.com

Palavras-chave: engordamento artificial; erosão costeira; obras marítimas.

A faixa litorânea de Guaratuba, município localizado no litoral sul do estado do Paraná, tem apresentado, ao longo das últimas décadas, intensos processos erosivos que comprometem a infraestrutura urbana, atividades turísticas e ecossistemas costeiros. A vulnerabilidade da orla é intensificada por fatores como o aumento da frequência de eventos extremos, o aumento do nível médio do mar e a ausência de soluções integradas de contenção sedimentar (BENEDET et al., 2007; LUCHESE et al., 2024). Diante deste cenário, foi elaborado um Estudo de Viabilidade Técnica, Econômica e Ambiental (EVTEA) visando à estabilização da linha de costa por meio da implantação combinada de obras costeiras semirrígidas e flexíveis, em conjunto com medidas costeiras de engenharia.

O projeto propõe a implantação de estruturas como espigões, *headlands* e guias-correntes, associadas com a engorda artificial de três praias na região de interesse (Praia Central, Caieiras e Prainha). Após análise de sensibilidade do domínio e avaliação da viabilidade técnica, econômica e ambiental das obras considerando diversas composições de medidas mitigadoras, foram definidas as soluções finais de projeto. Na Praia Central, foi proposto o engordamento artificial da faixa de areia com 100 metros, além da construção de um *headland* no ponto mais ao norte e um par de guias-correntes ao sul, nas adjacências do Morro do Cristo, com aproximadamente 70 metros de distância entre os dois molhes, para lançamento e diluição da drenagem pluvial e fluvial. Na Praia das Caieiras, foi previsto um espigão curto no ponto mais ao norte e um espigão próximo ao centro da praia. A faixa de engorda foi dividida em dois trechos: o trecho mais ao norte com 50 metros de largura e o mais ao sul com 80 metros. Finalmente, na região da Prainha foram propostos um *headland* no ponto mais a oeste, um par de guias-correntes no meio da praia, onde atualmente deságua o rio do Meio, e um espigão curvo no ponto mais a leste da praia, para o direcionamento do deságue do rio Prainha. A Figura 1 apresenta a localização das estruturas marítimas propostas para as três praias de Guaratuba.

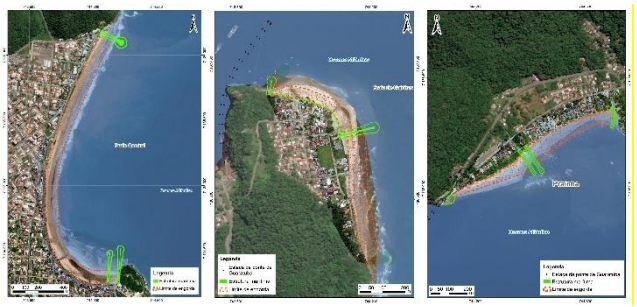


Figura 1: Localização das estruturas marítimas propostas na costa de Guaratuba/PR.

A engorda da faixa de areia na Prainha foi dividida em duas partes: o trecho oeste com larguras variáveis entre 20 e 100 metros, e o trecho leste com larguras variáveis entre 50 e 100 metros. A Tabela 1 apresenta de forma resumida as características de engorda e estruturas marítimas adotadas para as praias Central, Caieiras e Prainha.

Tabela 1: Definição das estruturas marítimas adotadas e volume de engordamento para cada zona de interesse

Local	Estruturas	Volume de engordamento
Praia Central	*Headland*; Guias-correntes; Engorda	769.433 m³
Praia de Caieiras	Espigão norte; Espigão central; Engorda	26.990 m³ para trecho norte; 86.122 m³ para trecho sul
Prainha	*Headland*; Guias-correntes; Espigão; Engorda	17.307 m³ para trecho oeste; 67.069 m³ para trecho leste

A localização dos espigões e guias-correntes foi definida com base em análises morfodinâmicas e na identificação das zonas críticas de erosão obtidas por meio de modelos numéricos na região de interesse. Para o dimensionamento dessas estruturas, foi utilizada como referência a onda de projeto, a qual se caracteriza como a altura significativa da onda capaz de causar falhas estruturais. Goda (1985) ressalta que obras costeiras devem ser projetadas em função da maior força de uma única onda esperada durante sua vida útil. Deste modo, a condição de ondas extremas na região foi avaliada por meio da análise do tempo de

recorrência de ondas incidentes nas direções Leste e Sudeste, a partir de quatro distribuições estatísticas, Gumbel, Log-Normal, Normal e Exponencial. Com isto, a onda de projeto foi obtida utilizando a distribuição de Gumbel considerando o tempo de recorrência de 100 anos, e compreendeu uma altura significativa de 3,02 m e altura máxima de 5,05 m, com um período de 9,11 s. Os resultados obtidos estão próximos aos apresentados em PDS-Litoral (2019), que avaliou as características das ondas em três pontos do litoral paranaense. O estudo desenvolvido pelo Governo do Estado do Paraná, em parceria com outras instituições, utilizou o banco de dados do *Global Ocean Waves* (GOW) e do *Downscaling Ocean Waces* (DOW) para determinar ondas extremas de inundação. A avaliação foi realizada usando uma série de 1979 até 2017, sendo as alturas de ondas máximas anuais ajustadas a uma linha configurada para uma função GEV de máximos.

Uma vez que as estruturas previstas estão localizadas em águas rasas, a onda de projeto (Hd) para cada estrutura foi definida como a altura de quebra de onda, conforme a profundidade existente nos taludes, considerando a ocorrência de uma maré extrema, sendo equivalente a 2,5 m acima do nível médio do mar local. Os taludes das estruturas foram inseridos numa profundidade equivalente a 4,5 m. Para as estruturas localizadas nas subzonas protegidas pela ação das ondas foi adotada uma onda de projeto conforme recomendação da USACE (1986), onde a altura de onda mínima para qualquer profundidade deve ser superior a um terço do valor da altura da onda de projeto em águas profundas. O valor da altura de onda de projeto adotado para as estruturas nessas zonas foi de 2,0 m. A Tabela 2 resume o valor da altura de onda de projeto para diferentes profundidades.

Tabela 2: Caracterização da altura de onde de projeto adotada para cada estrutura marítima considerando as profundidades locais

Estrutura	Profundidade (m)	Hd (m)
Guia de correntes – Praia Central	4,50	4,58
Headland – Praia Central	4,50	4,58
Espigão Central – Caieiras	4,50	4,58
Espigão Norte – Caieiras	-	2,0
Headland Oeste – Prainha	-	2,0
Guia de correntes – Prainha	-	2,0
Espigão Leste – Prainha	-	2,0

A alimentação artificial das praias prevê o aporte de cerca de 1,3 milhão de metros cúbicos de areia compatível granulometricamente com o sedimento nativo, com origem em jazida submersa localizada a aproximadamente 5 km da costa. A operação de dragagem e disposição controlada dos sedimentos será realizada com equipamentos específicos (*trailing suction hopper dredger*), respeitando critérios ambientais e temporais para minimizar interferências em períodos reprodutivos de fauna costeira (BOSKALIS, 2018).

A modelagem hidromorfológica realizada com o sistema Delft3D indicou que, na configuração atual, os vetores de corrente litorânea promovem escoamento divergente nas imediações da Praia Central, intensificando a erosão. A Figura 2 mostra a diferença nas velocidades médias do escoamento entre os cenários "com estruturas marítimas" e "configuração atual". A partir desta, fica claro como a magnitude das velocidades próximas à zona de praia foram reduzidas devido a ação dos espigões e *headlands*.

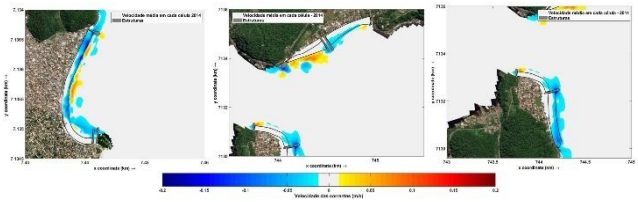


Figura 2: Diferença de velocidades médias nas regiões de influência das estruturas marítimas propostas.

Além disso, o resultado da simulação considerando as obras marítimas demonstrou ganho significativo na estabilidade da linha de costa, redução das taxas de erosão líquida e aumento da retenção sedimentar nas células de praia criadas entre os espigões. A Figura 3 corrobora com o exposto a partir da análise do risco de erosão nas regiões de interesse após a implantação das obras marítimas, tanto espigões quanto engorda artificial.

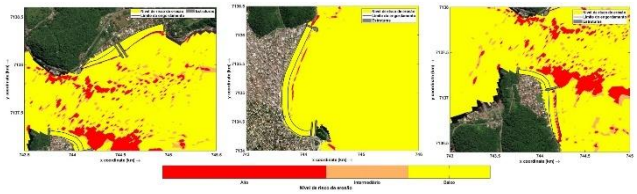


Figura 3: Análise do risco de erosão nas regiões de influência das estruturas marítimas propostas.

Do ponto de vista ambiental, também foi elaborado Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto Ambiental (EIA-RIMA), o qual consistiu no detalhamento dos temas voltados à caracterização do empreendimento, definição das áreas de influência, diagnósticos dos meios físico, biótico e socioeconômico, análise integrada e prognóstico ambiental, avaliação dos impactos ambientais, proposição de medidas mitigadoras e compensatórias, e elaboração de programas ambientais. A maior parte dos impactos negativos identificados foram definidos como temporários e de baixa magnitude, compensados por benefícios em segurança costeira, valorização urbanística, resiliência ambiental e desenvolvimento econômico da região. Nas três fases do empreendimento (planejamento, implantação e operação), os impactos positivos identificados superam os impactos negativos.

Comentários finais

A solução de engenharia costeira proposta, integrando estruturas semirrígidas (espigões, *headlands* e guias-

correntes) e estruturas flexíveis (engorda artificial de areia), se mostra eficaz no combate aos processos erosivos, além de sustentável e replicável em outros trechos do litoral brasileiro sob pressão erosiva. Os resultados indicam uma expectativa de vida útil superior a 20 anos, com pequena manutenção, além de impactos positivos em usos recreativos e paisagísticos da faixa de areia ampliada.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Prefeitura Municipal de Guaratuba pelo apoio institucional e à Universidade Livre do Meio Ambiente (UNILIVRE) pela coordenação técnica do EVTEA.

Referências bibliográficas

BOSKALIS; 2018. Dredging Management Plan. Doc. No: 554-10023-02-04. Disponível em: https://www.lpc.co.nz/wp-content/uploads/2020/04/Dredging_Management_Plan.pdf Acesso em: dezembro 2024.

BENEDET, L.; FINKL, C. W.; HARTOG, W. M. (2007). Processes Controlling Development of Erosional Hot Spots on a Beach Nourishment Project. Journal of Coastal Research. https://doi.org/10.2112/06-0706.1

GODA, Y (1985), "Random seas and design of maritime structures", Univ. of Tokyo Press, 323 pp.

PDS-LITORAL (2019). Plano de Desenvolvimento Sustentável do Litoral do Paraná. Volume 3 – Aspectos Ambientais. Governo do Paraná et al. Curitiba-PR.

LUCHESE, M.H.; DI DOMENICO, M.; SCHWARZ, R. et al.; 2024. Local hydrography and interactions with benthic megafauna explain fish assemblage structure on the shallow inner shelf of Paraná, southern Brazil. Volume 305. 108852. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2024.108852

UNILIVRE. 2025. Estudo de Viabilidade Técnica, Econômica e Ambiental (EVTEA) para a recomposição da orla de Guaratuba/PR. Relatório Final. Curitiba.

USACE (1986). Shore protection manual (SPM), 4th ed., Vols I and II, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Coastal Engineering Research Center. Available from Superintendent of Documents, U.S. Government Printing Office, Washington, DC 20402.

INFLUÊNCIA DE PRÁTICAS CONSERVACIONISTAS SOBRE ATRIBUTOS DO SOLO, ESCOAMENTO E EROSÃO NA BACIA EXPERIMENTAL DE SÃO JOÃO DO CARIRI - PB

Sileno Fernandes Oliveira Filho[1], Hugo Morais de Alcântara[2]

[1]Universidade Federal de Campina Grande, Mestrando do ProfÁgua, e-mail: sileno.fernandes@estudante.ufcg.edu.br;
[2]Universidade Federal de Campina Grande, Professor Associado, e-mail: hugo.morais@professor.ufcg.edu.br

Palavras-chave: Bacias experimentais; conservação do solo; produção de sedimentos.

Resumo

A erosão do solo é observada em solos utilizados para fins agrícolas, cobertos por florestas e sem cobertura vegetal. Objetivou-se avaliar a influência da inserção de práticas conservacionistas combinadas em áreas degradadas sobre atributos do solo, a geração do escoamento e produção de sedimentos. Os trabalhos de campo foram realizados em quatro unidades experimentais com áreas variando de 100 m² a 16300 m², localizadas na Bacia Experimental de São João do Cariri, região do semiárido paraibano, após a inserção de práticas conservacionistas combinadas na parcela 2 (P2), com plantio de 22 mudas de 8 espécies nativas da Caatinga, recomposição do banco de sementes do solo, uso de cobertura morta associada a esterco caprino, e uso de barramentos sucessivos de pedra no curso d'água principal da microbacia 3 (MB3). A parcela 1 (P1) foi mantida sem cobertura vegetal e as parcela 2, microbacia 2 (MB2) e MB3 permaneceram em regime de pousio, sob condição climática natural. As variáveis analisadas foram o teor de matéria orgânica e densidade, taxa de infiltração, lâmina escoada e a produção de sedimentos, nos períodos de 2002 a 2011, e de 2015 a 2023. Houve aumento de 105% do teor de matéria orgânica, redução da densidade do solo em 23%, e da lâmina escoada e produção de sedimentos em até 100%, na P2 em relação a P1. O uso da prática de conservação combinada reduziu o tempo de regeneração da cobertura vegetal em P2, de 36 para 3 meses, recuperou atributos do solo, controlou a erosão hídrica e favoreceu a recomposição da vegetação.

Introdução

Em regiões áridas e semiáridas a redução de nutrientes tem sido associada ao escoamento e erosão, sob diferentes condições de uso do solo em áreas rurais cultivadas, cobertas por pastagens ou sem cobertura vegetal, quando comparadas a regiões florestadas. A perda de solo é definida em termos de degradação, como um declínio em longo prazo, em função da produtividade de ecossistemas, o que causa prejuízos ao setor agrícola, o assoreamento de rios e reservatórios, causando a redução de seus volumes úteis e o tempo de oferta hídrica, agravam problemas sociais e econômicos no meio rural. Faz-se necessário compreender os fatores ambientais que influenciam a produção de sedimentos em bacias hidrográficas para o estabelecimento de planejamento ambiental adequado (Fernandes *et al.*, 2024). Objetivou-se avaliar a influência da inserção de práticas conservacionistas combinadas em áreas degradadas sobre atributos do solo, a geração do escoamento e produção de sedimentos em unidades experimentais localizadas na Bacia Escola e Experimental de São João do Cariri (BESJC), PB.

Metodologia

A área de estudo está localizada na região do Cariri, zona semiárida do estado da Paraíba, composta por duas parcelas de 100 m² (4,55 m x 22,20 m), declividades médias de 3,4% (P1) e 3,6% (P2), e por duas microbacias com áreas de 1.630 m² (MB2) e 16.340 m² (MB3). O clima é classificado como semiárido, tipo BSh, de acordo com a classificação climática de Köppen, com chuvas concentradas no período de 5 meses, entre janeiro e maio, precipitação média anual variando de 400 a 498,2 mm, temperatura média anual de 25,5 ºC, e a taxa de evaporação média no tanque classe A foi de 5,7 mm, no período de 1985 a 2021 (Srinivasan *et al.*, 2021). Na Figura 1, pode-se observar a localização da BESJC.

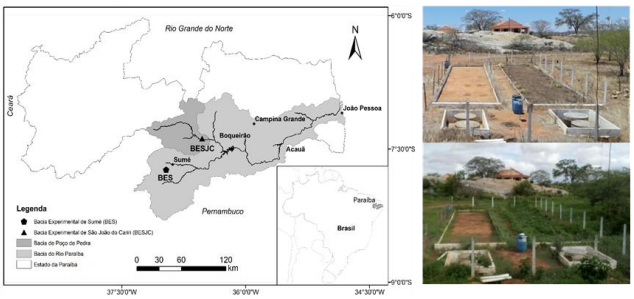


Figura 1: Localização da BESJC

As parcelas de 100 m² são monitoradas desde 1999. A parcela 1 (P1), sempre foi mantida sem cobertura vegetal e a parcela 2 (P2), permaneceu em pousio de 1999 a 2002, sendo removida a sua cobertura vegetal a partir de 2003, permanecendo assim, até junho de 2017. As microbacias 2 e 3 foram mantidas em regime de pousio. A partir de junho de 2017, após a ocorrência de precipitações de pequena intensidade por 8 dias consecutivos, com total acumulado de 22,0 mm, foram implantadas 22 mudas de espécies nativas da Caatinga, escolhidas previamente de acordo com a sua predominância no local e adaptação às condições climáticas naturais. O distanciamento entre as espécies vegetais adotado foi de 2,0 m e de 0,5 m para a extremidade da parcela, com plantio em berço de 0,5 m de comprimento e 0,5 m de largura e profundidade de 0,3 m, com rega no interior das áreas escavadas, após o plantio das mudas. No final do mês de agosto de 2017, houve a identificação de déficit hídrico, sendo estabelecido uma rega

localizada quinzenal, com volume de 5 L, sobre as mudas, com auxílio de discentes da Escola Estadual Jornalista José Leal Ramos, integrantes do projeto de bolsa de iniciação científica (PIBIC Ensino Médio), que acompanharam o desenvolvimento das mudas.

Entre os meses de dezembro de 2017 e janeiro de 2018, foi realizada ação de recomposição do banco de sementes na área de P2, por meio da cobertura de solo coletado em área vizinha com massa total de 2000 kg, espalhado e coberto com palhada de milho e bagaço de cana de açúcar, triturados em forrageira, misturados com esterco de caprinos, com altura de 0,1 m, materiais oriundos de descarte da Fazenda Experimental de São João do Cariri.

A recomposição da cobertura vegetal, nas áreas das microbacias 2 e 3, foi realizado por meio de visitas de campo e obtenção de imagens de drone Phanton 4 Pro v. 2.0. No curso d'água principal da MB3 existem 2 barramentos de pedra, distanciados de 25 m, onde pode-se perceber maior presença de cobertura vegetal (Figura 2).

Figura 2: Unidades experimentais da BESJC

O monitoramento climático foi realizado com plataforma de coleta de dados automática (Datalogger CR1000), sobre a superfície do solo, com auxílio de sensores de precipitação (TB4-L), temperatura e umidade relativa do ar (HMP 155), velocidade e direção do vento (03001-L), pressão atmosférica (CS105), radiação global (CS300), temperatura (107 TP e 108 TP) e umidade do solo (CS-616). Para avaliar os efeitos das práticas conservacionistas sobre os atributos do solo foram selecionados 259 eventos de precipitação pluviométrica que geraram escoamento superficial e produção de sedimentos, sendo 192 obtidos no período de 2002 e 2011, e 67 obtidos entre 2015 a 2023, considerando 9 anos úmidos, 8 anos secos e 1 ano normal. Foi avaliado o Carbono Orgânico Total, obtido por via úmida pela oxidação de dicromato sem aquecimento (Walkley e Black, 1934), a densidade do solo, obtida pelo método da proveta (Teixeira *et al*., 2017), a taxa de infiltração obtida usando o permeâmetro de Ghelph a 0,05m de profundidade. O escoamento e a produção de sedimentos foram determinados conforme roteiro descrito em Galvão e Srinivasan (2008), após a ocorrência de chuvas naturais com potencial para gerar escoamento e energia cinética suficiente para promover o transporte de sedimentos, nas parcelas e microbacias.

Resultados e discussão

Na Tabela 1 pode-se observar os dados de precipitação com consequente escoamento, a lâmina escoada e a produção de sedimentos anuais, no período de 2002 a 2011 e de 2015 a 2023.

Ano	Precipitação pluviométrica anual (mm)	Precipitação que gerou escoamento (mm)	Lâmina escoama (mm)				Produção de sedimentos (Kg.ha^{-1})			
			P1	P2	MB2	MB3	P1	P2	MB2	MB3
2002	641,8	564,5	233,72	182,00	5,19	1,53	9338,82	3211,91	32,59	11,65
2003	326,2	262,0	63,05	56,82	5,26	2,73	2752,53	1116,56	42,27	23,15
2004	745,8	585,3	204,30	184,50	85,23	59,07	5785,10	3103,00	342,75	202,89
2005	702,5	586,9	276,79	247,83	134,64	96,58	4639,75	3289,20	445,41	341,33
2006	417,2	367,9	165,90	154,56	68,98	65,79	2309,53	2169,71	717,94	526,35
2007	361,4	238,2	78,90	76,60	13,71	7,83	1011,01	911,12	76,39	51,62
2008	789,6	426,9	187,65	164,05	73,42	42,59	2741,13	2310,41	994,16	719,72
2009	729,7	606,2	190,69	167,30	-	-	4909,65	3613,08	-	-
2010	888,1	777,6	252,91	254,98	-	-	4814,34	4769,63	-	-
2011	1301,6	392,8	132,66	129,12	-	-	2264,71	2005,31	-	-
2015	221,4	158,5	82,64	82,76	-	-	2165,48	2571,94	-	-
2016	325,9	279,6	104,64	102,54	-	-	4338,17	2931,82	-	-
2017	88,5	9,1	2,56	1,54	-	-	16,71	11,14	-	-
2018	303,9	103,9	26,10	0,00	4,34	1,12	424,43	0,00	105,08	25,28
2019	497,9	268,7	102,92	3,50	37,61	30,65	3133,87	39,50	603,30	310,88
2020	461,2	260,2	57,16	31,22	-	-	302,17	96,98	-	-
2021	473,8	87,0	37,13	1,86	-	-	1133,75	56,51	-	-
2022	628,8	393,4	154,73	6,39	-	-	8272,70	28,53	-	-
2023	519,6	276,9	52,80	7,20	-	-	2183,25	15,14	-	-

Tabela 1: Precipitação pluviométrica, lâmina escoada e produção de sedimentos nas unidades experimentais

De acordo com os resultados obtidos pode-se observar que os limites de tolerância de perda de solo estabelecidos pela FAO (1965), para solos rasos e de baixa permeabilidade foram ultrapassados nos anos de 2002, 2004, 2005, 2009, 2010, 2016 e 2022, na parcela 1 (P1), que não possui cobertura vegetal, e na parcela 2 (P2), no ano de 2010. A FAO (1965), recomenda como toleráveis perdas de solo de 12 Ton.ha^{-1}.ano^{-1}, para solos profundos e bem drenados, e de 2,0 Ton.ha^{-1}.ano^{-1} a 4,0 Ton.ha^{-1}.ano^{-1}, para solos rasos e de baixa permeabilidade. Oliveira *et al*. (2008) definiram como toleráveis, perdas de solo para Luvissolos e Neossolos, variando de 5,4 a 6,3 Ton.ha^{-1}.ano^{-1}. Após 36 meses de pousio, ocorreu a completa regeneração da cobertura vegetal na área de P2, no ano de 2002, por meio de ciperáceas e poaceas, com altura média de 0,15 m, o que favoreceu a redução de 22,13%, da lâmina escoada, e redução 65,61% da produção de sedimentos, na área de P2 em relação a P1.

Quando se considera o período após a implantação da prática conservacionista combinada, com uso de solo com maior banco de sementes, inserção de mudas de espécies nativas da Caatinga e uso de cobertura morta depositados sobre toda a área de P2, compreendido entre 2018 e 2023, observou-se redução de 67,9 % a 100 %, da produção de sedimentos na área da parcela 2 (P2) em relação a P1 e, redução de 45,4 % a 100 % da lâmina escoada de P2 em relação a P1, favorecendo o aumento da umidade no solo.

Para o teor de matéria orgânica do solo (MOS), o manejo da cobertura promoveu um incremento 105%, alcançando, após dois anos o valor de 47,5 g.kg^{-1} (Figura 3A). A matéria orgânica é fundamental para o solo, pois atua nos aspectos químicos, físicos e biológicos do solo. De acordo com Grando *et al*. (2017), a matéria orgânica permite a manutenção da qualidade do solo, melhorando a porosidade, a estruturação e a fertilidade, fatores que são fundamentais para a recuperação de áreas degradadas. A densidade do solo apresentou valores de 1,6 e 1,3 g.cm^{-3}, nas parcelas 1 (P1) e 2 (P2), respectivamente. A cobertura do solo favoreceu a redução da densidade em 23%, na P2 em relação a P1, fato ocorrido devido ao aumento da porosidade total do solo (Figura 3B).

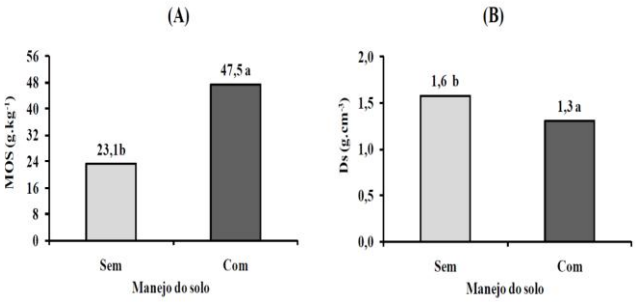


Figura 3: Teores de matéria orgânica do solo (MOS) e de densidade do solo (Ds)
Fonte: adaptado de Silva *et al*. (2019).

A taxa de infiltração após a saturação do solo foi menor na área em que existe prática conservacionista (0,2 cm.min^{-1}), com valor igual a metade da taxa observada para o solo sem cobertura vegetal (0,4 cm.min^{-1}). Os resultados obtidos permitem inferir que o manejo da cobertura promove aumento da permanência da água no solo, provavelmente devido ao aumento da proporção de microporos do solo, os quais são responsáveis pela retenção de água, levando a uma condição de maior permanência da umidade do solo que favoreça ao crescimento vegetal das espécies em regeneração. Nunes *et al*. (2014), observaram o aumento da umidade do solo de 2,4%, em solo com cobertura morta quando comparado ao mesmo tipo de solo sem cobertura morta.
A redução da lâmina escoada variou de 4,62% (período de 2002ª 2011) até 74,19% (período de 2015 a 2019), na MB3 em relação a MB2, e de 23,4% a 75,94% de redução da produção de sedimentos da MB3 em relação a MB2.

Comentários finais

De acordo com os resultados obtidos foi possível concluir que o manejo de cobertura do solo é fundamental dentro de programas de recuperação de áreas degradadas, principalmente em regiões com características do clima seco semiárido, pois controla as perdas de solo através da redução da produção de sedimentos, melhora a qualidade do solo e permite o estabelecimento vegetal, além de favorecer a manutenção dos ciclos biogeoquímicos do solo e a recuperação de áreas degradadas.
Houve incremento nos atributos físicos e biológicos do solo após a aplicação da prática combinada de conservação do solo, na parcela 2 (P2), com aumento do teor da matéria orgânica do solo e redução da densidade, o que favoreceu a rapidez da regeneração da sua cobertura vegetal, reduzindo o tempo de regeneração de 36 meses para apenas 3 meses, o que poderá auxiliar no convencimento dos produtores rurais da região do semiárido paraibano e brasileiro, em adequar as suas propriedades as exigências da legislação ambiental brasileira.
A complexidade dos processos analisados enfatiza a necessidade de manutenção do monitoramento de longo prazo em unidades experimentais na região do semiárido brasileiro.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), através do Convênio CAPES/UNESP nº. 951420/2023. Agradeço ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – ProfÁgua, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências bibliográficas

Grando, D. L.; Cavalheiro, J. M.; Rhoden, A. C.; 2017. Importância da matéria orgânica para a qualidade do solo. Anais do IV Simpósio de Agronomia e Tecnologia de Alimentos, Itapiranga - SC, pp. 1-6.

FAO - *Food and Agriculture Organization of the United Nations*; 1965. **Soil Erosion by water: some measures for its control on cultivated lands**. Rome, Italy: FAO.

Fernandes, A. C. G. F.; De Alcântara, H. M.; De Farias, C. A. S.; Oliveira Filho, S. F.; 2024 Uso de ferramentas estatísticas e de inteligência artificial para análises hidrossedimentológicas em unidades experimentais no semiárido brasileiro. ***Rer. Gest. Soc. Ambient.***, Maimi, v. 18, n. 3, pp. 1-19: e-04762. https://doi.org/10.24857/rgsa.v18n3-052

Galvão, C. O.; Srinivasan, V. S.; 2008. Bacias Experimental e Representativa da Rede de Hidrologia do Semiárido: UFCG. Relatório Parcial. Campina Grande: UFCG.

Nunes, J. C.; Cavalcante, L. F.; Lima Neto, A. J. de.; Silva, J. A. da; Souto, A. G. de. L.; Rocha, L. F. da; 2014. "Humitec e cobertura morta do solo no crescimento inicial da goiabeira cv. 'Paluma' no campo". ***Revista Agroambiente On-line***, v. 8, n. 1, pp. 89-96.

Oliveira, F. P.; Santos, D.; Silva, I. F.; Silva, M. L. N.; 2008. Tolerância de Perda de Solo por Erosão para o Estado da Paraíba. ***Revista de Biologia e Ciências da Terra***, v. 8, n. 2, pp. 60 -71.

Teixeira, P. C.; Donagemma, G. K.; Fontana, A.; Teixeira, W. G.; 2017. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa. 574p.

Silva, F. S. B. R.; Rodrigues, R. M.; Dos Santos, A. M.; Da Silva, N. A. P. F.; De Alcântara, F. T. A.; De Alcântara, H. M.; 2019. Influência de prática conservacionista do solo sobre o escoamento e a produção de sedimentos. Anais do XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Foz do Iguaçú, PR.

Srinivasan, V. S.; Alcântara, H. M.; Galvão, C. O.; Bezerra, U. A.; Cunha, J. E. L. B.; 2021. Monitoring and modelling of hydrological processes in the semiarid region of Brazil: The Cariri experimental basins. ***Hydrological Processes***, 35: e14194. https://doi.org/10.1002/hyp.14194. https://doi.org/10.1002/hyp.14194

Walkley, A.; Black, I. A.; 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid nitration method. ***Soil Science***, Baltimore, v. 37, pp. 29-38.

ÁREA TEMÁTICA:

Tecnologias de Monitoramento em Tempo Real

5° CIH

ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DE MONITORAMENTO HIDROMETEOROLÓGICO E HIDROSSEDIMENTOLÓGICO DO MORRO DA OFICINA, PETRÓPOLIS - RJ

Ayrton Durães Manso[1], Hugo Portocarrero[2], Francisco Dourado[3]

[1]Universidade do Estado do Rio de Janeiro, e-mail: ayrtongeo@gmail.com; [2]Universidade do Estado do Rio de Janeiro, e-mail: hportocarrero@gmai.com; [3]Universidade do Estado do Rio de Janeiro, e-mail: fdourado@cepedes.uerj.br

Palavras-chave: Parcelas experimentais; Escoamento Superficial; Bioengenharia de Solos.

Resumo

Este trabalho apresenta a concepção e instalação de uma estação experimental automatizada para monitoramento do escoamento superficial e da erosão em encosta urbana submetida a obras de contenção e estabilização após desastre geológico. O estudo é conduzido no Morro da Oficina, Petrópolis (RJ), área impactada por movimentos gravitacionais de massa em 2022. Foram implementadas parcelas experimentais em trechos de taludes com solo exposto e tratados com biomantas e plantio de vegetação forrageira, representando técnicas de bioengenharia. O sistema de monitoramento é alimentado por energia solar e composto por calhas Parshall, sensores ultrassônicos, sondas de turbidez e datalogger. Os dados são coletados em tempo real e serão empregados na modelagem hidrológica da encosta reconfigurada, contribuindo para avaliar o comportamento hidrossedimentar e a eficácia das intervenções aplicadas.

Introdução

No ano posterior aos desastres desencadeados pelas fortes chuvas de fevereiro e março de 2022, o Morro da Oficina, em Petrópolis (RJ), foi submetido a um conjunto de intervenções geotécnicas e obras de estabilização do terreno. Essas intervenções incluíram o retaludamento da encosta, instalação de barreiras dinâmicas, muros de arrimo e gabião, estruturas de drenagem e aplicação de técnicas de bioengenharia, como biomantas e revegetação com espécies forrageiras. A introdução dessas soluções alterou a configuração superficial da encosta, sugerindo uma nova dinâmica hidrológica para o local.

Neste contexto, foi concebida uma estação experimental automatizada com o objetivo de monitorar o escoamento superficial e os processos erosivos em áreas com diferentes tipos de cobertura do solo. A coleta contínua de dados visa fornecer suporte à modelagem hidrológica, permitindo representar com maior precisão o comportamento da encosta reconfigurada sob os eventos de chuva.

Metodologia

A avaliação experimental da eficácia de técnicas de bioengenharia no controle da erosão foi realizada por meio da instalação de parcelas experimentais de monitoramento hidrossedimentológico, construídas segundo diretrizes adotadas em outros trabalhos (Manso *et al*., 2023; Pereira Júnior, 2015; Portocarrero, 2009; Portocarrero *et al*., 2017; Theodoro *et al*., 2023; Villela *et al*., 2023), tendo suas dimensões limitadas pelo comprimento dos taludes.

Área de Estudo

A estação experimental está instalada no Morro da Oficina, no bairro Alto da Serra, em Petrópolis – RJ, inserido na bacia hidrográfica do rio Quitandinha. A escolha do local considerou a presença simultânea de solo exposto e revestido por biomanta, permitindo análises comparativas.

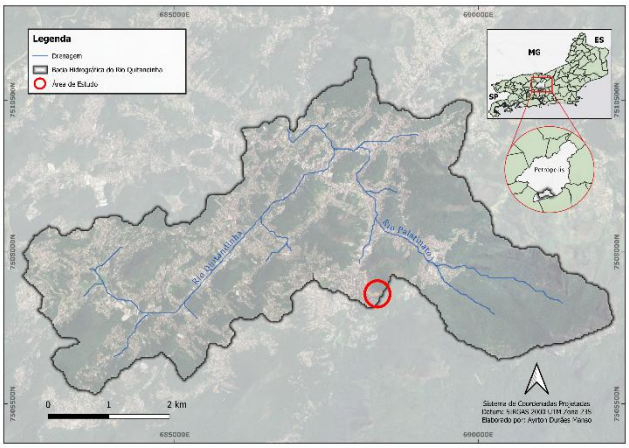


Figura 1: Localização da estação experimental.

A implantação da estação experimental no Morro da Oficina foi precedida por um processo formal de solicitação de uso do espaço público, registrado sob o Processo nº 12855/2025 na Prefeitura Municipal de Petrópolis. A autorização, concedida pela Secretaria de Obras e Defesa Civil, exigiu a submissão de um plano de trabalho e um memorial descritivo do experimento científico.

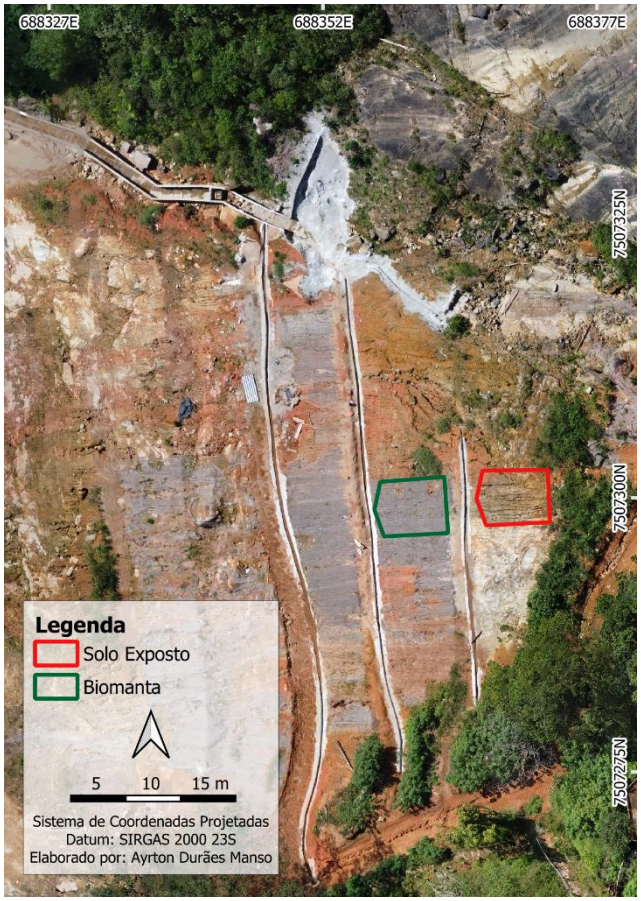


Figura 2: Ortomosaico da área de instalação com esquema de disposição das parcelas.

Instrumentação de Monitoramento

Cada parcela possui 7 metros de comprimento por 5 metros de largura (35 m²), instaladas em taludes com inclinação média variando entre 75% e 80%. As bordas foram delimitadas por chapas de aço galvanizado revestidas com zinco, de 0,40 mm de espessura e 40 cm de altura, dos quais 15 cm foram enterrados e chumbados com concreto.

Figura 3: Estação experimental do Morro da Oficina (Servidão Frei Leão).

A jusante de cada parcela, o escoamento superficial é direcionado a uma calha Parshall modelo 1", fabricada em termoplástico rígido e fixada sobre base de concreto. Essa calha permite estimar a vazão instantânea do escoamento gerado por eventos pluviométricos, em condições controladas. Acima da calha, foi fixada uma haste metálica com suporte ajustável para instalação de um sensor ultrassônico Pepperl+Fuchs.

Figura 4: Sensor Ultrassônico e Sonda de Turbidez.

Os sensores ultrassônicos operam com frequência de 380 kHz e resolução de 0,13 mm, medindo a lâmina d'água vertida nas calhas Parshall a cada minuto, permitindo o cálculo da vazão do escoamento superficial. Esse intervalo é igualmente adotado pelo pluviômetro automático, assegurando a sincronização dos registros.

Figura 5: Uso de estacas para delimitação das parcelas.

O sistema de aquisição de dados é gerenciado por um *datalogger* SL2600 PCD, dotado de baterias seladas de 12v e 9Ah, alimentadas por painel fotovoltaico. A transmissão dos dados ocorre por modem GSM com atualizações a cada 10 minutos para o servidor ORTUS, havendo também a possibilidade de coleta manual local via conexão direta.

A estação está protegida por cercamento com tela soldada galvanizada (malha padrão, fio 1,90 mm), sustentada por mourões de concreto, com altura de 3 metros (0,60cm enterrados), resguardando o conjunto formado por pluviômetro, painel solar e *datalogger*. O pluviômetro SL2021 P, do tipo báscula móvel, registra a precipitação com resolução de 0,2 mm.

Figura 6: Posição da estação em relação a encosta.

Figura 7: Sistema de captação do escoamento superficial.

Durante o seu funcionamento sob eventos de chuva, parte do volume escoado será conduzido por tubulações de PVC de 100mm conectados a seção divergente das calhas Parshall até bombonas de polietileno de 240 litros, utilizadas para coleta amostral. A turbidez poderá ser analisada com sondas SL2000 TS CA. A sonda SL2000 TS CA, baseada no princípio de backscattering e insensível à cor da água e à luz solar, monitora a turbidez e sólidos suspensos na água coletada.

Figura 8: Bombona preenchida após o primeiro evento de chuva durante o processo de instalação da estação.

O posicionamento das parcelas foi direcionado também com base em levantamento topográfico e geração de Modelos Digitais de Elevação (MDE), a partir de imagens aéreas obtidas por Aeronave Remotamente Pilotada (ARP) e processadas em ambiente SIG, utilizando o complemento GRASS.

Resultados esperados

O sistema permitirá registrar, em tempo real, as respostas hidrológicas da encosta a diferentes eventos de chuva. A comparação entre as parcelas contribuirá para avaliar a eficácia das técnicas de bioengenharia na redução do escoamento superficial e da erosão. Os dados serão utilizados na calibração de modelos hidrológicos de base física, contribuindo para simulações mais precisas de enxurradas em áreas urbanas instáveis.

Considerações finais

A implantação da estação no Morro da Oficina representa um esforço de integração entre infraestrutura científica e gestão pública em áreas urbanas afetadas por desastres naturais. Além disso, a articulação com os morados da comunidade é um fator crucial para a perpetuação da pesquisa no território. Nesse sentido, o diálogo com membros da associação de moradores, panfletagem e emplacamento da estação com informes do monitoramento são ações de divulgação científica que visam a conscientização da população acerca da relevância do estudo.

Portanto, ao associar monitoramento automatizado à modelagem hidrológica, a pesquisa visa ampliar o conhecimento sobre a conectividade hidrossedimentar de encostas reconfiguradas e contribuir com dados para políticas públicas de redução de risco e planejamento de ocupações em áreas de encosta.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Secretaria de Obras do Município de Petrópolis, à Secretaria de Defesa Civil e ao Comitê Piabanha pelo apoio institucional prestado ao desenvolvimento da pesquisa. Agradecem, ainda, à FAPERJ e à CAPES pelo suporte financeiro concedido por meio de bolsas e fomento à pesquisa científica.

Referências bibliográficas

Manso, A.; Portocarrero, H.; Andrade A. G; Pasin, D. Hydrosedimentological monitoring in runoff plots of a degraded tropical area under restoration of the Brazilian Atlantic Forest. Int J Hydro. 2024;8(1):10-13.

Pereira Júnior, C. B.; 2015. Biotécnicas de proteção de taludes em aterros urbanos. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Tecnologia Rural, Recife, 66 f.

Portocarrero, H.; 2009. Avaliação do efeito de técnicas de bioengenharia em parâmetros hidrossedimentológicos utilizando instrumentação automatizada. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, 678f.

Portocarrero, H.; Andrade, A. G.; Campos, T. M. P.; 2017. Monitoramento automatizado do escoamento superficial em parcela experimental instalada em talude de corte. Revista GeoUERJ, n. 30, pp. 277–304.

Theodoro, F. L.; Sanches, A. C.; Cruz, T. A. C.; Santos, R. C.; Flumignan, D. L.; Jesus, F. L. F. de. 2023. Low-cost ultrasonic sensors for in-field experimentation data collection. Ciência e Agrotecnologia, v. 47, e013422.

Villela, J. M.; Anache, J. A. A.; Watanabe, A. M.; Flanagan, D. C.; Wendland, E. C.; Crestana, S. 2023. Performance evaluation of a water erosion tracer using plot-scale experiments and process-based modeling. International Soil and Water Conservation Research, v. 11, pp. 622–632.